



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

---

**RELAÇÃO ENTRE AS MUDANÇAS DE USO  
E COBERTURA DE TERRA E AS  
QUEIMADAS EM FLORESTAS DE  
MIOMBO, GURUÉ, MOÇAMBIQUE**

**Muri Gonçalves Soares**

Maputo, Junho de 2017

---

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

**RELAÇÃO ENTRE AS MUDANÇAS DE USO E COBERTURA DE  
TERRA E AS QUEIMADAS EM FLORESTAS DE MIOMBO, GURUÉ,  
MOÇAMBIQUE**

Muri Gonçalves Soares

Supervisora: Prof. Doutora Natasha Ribeiro

Co-supervisor: Doutor Mahamane Mansour

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, Junho de 2017

Declaro que esta dissertação nunca foi apresentada para a obtenção de qualquer grau ou num outro âmbito e que ela constitui o resultado do meu labor individual. Esta dissertação é apresentada em cumprimento parcial dos requisitos para a obtenção do grau de Mestre em Maneio e Conservação da Biodiversidade, da Universidade Eduardo Mondlane.

---

---

## **Agradecimentos**

Aos meus supervisores, Natasha Ribeiro e Mansour Mahamane, por toda a ajuda e orientação que providenciaram.

Ao Hemant Tripathi e Clayton Langa pela ajuda e companhia no trabalho de campo, bem como pelas fotos que tiraram.

A todos os colegas do Projecto ACES, pelos dados de campo disponibilizados.

Ao Projecto ACES pela disponibilização de meios para o trabalho de campo.

À WWF Russel E. Train Education (#RF 36) e Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal, pela ajuda financeira disponibilizada.

---

## Índice

Agradecimentos .....	i
Índice.....	ii
Lista de Figuras.....	iii
Lista de Tabelas .....	iv
Lista de Acrónimos .....	v
Resumo .....	vii
1 Introdução .....	1
1.1 Definição do problema de estudo.....	3
1.2 Objectivos.....	5
2 Revisão bibliográfica .....	5
2.1 Ecossistema de miombo .....	5
2.2 Desmatamento e degradação florestal.....	7
2.3 Queimadas florestais .....	10
2.4 Sensoriamento remoto.....	12
3 Metodologia .....	18
3.1 Área de estudo.....	18
3.2 Aquisição de dados.....	20
3.3 Processamento de imagens.....	23
3.4 Análise de exactidão.....	31
4 Resultados e Discussão .....	32
4.1 Classificação de uso e cobertura de terra .....	32
4.2 Queimadas.....	44
4.3 Relação entre queimadas e UCT .....	52
5 Limitações.....	54
6 Conclusões .....	56
6.1 Recomendações.....	56

## Lista de Figuras

Figura 1.1: Desmatamento no distrito de Gurué entre 2000 e 2014 (Fonte: Hansen/UMD/Google/USGS/NASA). Maciço de Namúli indicado a tracejado.....4

Figura 2.1: Processo de desmatamento típico em Moçambique (adaptado de Siteo et al. (2012)).  
.....8

Figura 3.1: Localização do distrito de Gurué na província da Zambézia e pontos de interesse do distrito. .... 18

Figura 3.2: Mapa de precipitação do distrito de Gurué (dados de WorldClim (2015))...... 19

Figura 3.3: Mapa de uso e cobertura de terra do distrito de Gurué (adaptado de Marzoli (2007)).  
.....20

Figura 3.4: Sequência do trabalho. ....22

Figura 3.5: Exemplos das diferentes classes de uso e cobertura de terra usadas neste estudo. (A) Floresta, (B) Agricultura, (C) Rocha, (D) Corpo de água, e (E) paisagem típica de mosaico do Gurué, com campos agrícolas, campos em pousio (zonas arbustivas) e florestas na encosta das montanhas. ....26

Figura 4.1: Mapas de classificação de uso e cobertura de terra para 2000, 2005 e 2015. Maciço de Namúli delimitado na zona central do distrito. ....33

Figura 4.2: Representação no Google Earth (a e b) dos mapas de classificação de uso e cobertura de terra (c e d). A localização dos mapas está indicada pelo ponto preto na figura à esquerda. ....40

Figura 4.3: Perdas e ganhos de floresta ocorridos na área de estudo para os períodos de 2000-2005, 2005-2015 e 2000-2015. Maciço de Namúli delimitado na zona central do distrito.....41

Figura 4.4: Mapas de mudança de NDVI entre 2000 e 2015, para o distrito de Gurué (esquerda) e o maciço de Namúli (direita).....43

Figura 4.5: Histograma da proporção de área ocupada por cada classe de mudança de NDVI entre 2000 e 2015.....44

Figura 4.6: Número de focos activos e área queimada de 2001 a 2015, no distrito de Gurué. Focos activos com nível de confiança < 80% não incluídos. ....45

Figura 4.7: Distribuição mensal dos focos de queimadas entre 2001 e 2015, e a precipitação mensal média do distrito de Gurué (obtida do modelo WorldClim). ....46

---

Figura 4.8: Densidade de queimadas por km <sup>2</sup> por ano, no distrito de Gurué, entre 2001 e 2015. Maciço de Namúli delimitado na zona central do distrito. ....	47
Figura 4.9: Área ocupada pelas diferentes classes de densidade de queimadas. Percentagens indicam a proporção correspondente a cada classe.....	47
Figura 4.10: Distribuição e intensidade dos focos activos de queimadas no distrito de Gurué, entre 2001 e 2015. Maciço de Namúli delimitado na zona central do distrito. ....	48
Figura 4.11: Relação entre frequência de queimadas e intensidade média dos focos activos. Barras verticais correspondem a $\pm$ desvio padrão.....	49
Figura 4.12: Frequência de queimadas no distrito de Gurué, de 2001 a 2015. Maciço de Namúli delimitado na zona central do distrito. ....	51
Figura 4.13: Área ocupada pelas diferentes classes de frequência de queimadas. ....	51
Figura 4.14: Relação entre a classe de UCT e o número de queimadas, para cada mapa de UCT. ....	53
Figura 4.15: Relação entre rácio de perda/ganho de floresta e frequência de queimadas. ....	54

## Lista de Tabelas

Tabela 2.1: Bandas espectrais dos diferentes satélites Landsat utilizados neste estudo.....	13
Tabela 3.1: Resumo dos dados que foram usados neste estudo.....	22
Tabela 3.2: Constantes das diferentes bandas dos sensores TM e ETM+, utilizadas na conversão de números digitais para reflectância (Chander e Markham, 2003; NASA, 2000). ....	25
Tabela 3.3: Descrição das diferentes classes de uso e cobertura de terra utilizadas neste estudo. ....	25
Tabela 3.4: Número de pixéis por classe usados para o treinamento da classificação supervisionada das três imagens. ....	27
Tabela 3.5: Número de pixéis por classe, utilizados para a avaliação da exactidão da classificação. ....	32
Tabela 4.1: Estatísticas de uso e cobertura de terra para 2000, 2005 e 2015.....	33
Tabela 4.2: Resumo da exactidão geral e de produtor e utilizador por classe, dos mapas de classificação de UCT para 2000, 2005 e 2015.....	35
Tabela 4.3: Matriz de erro para o mapa de classificação de 2000. (Pla: plantações florestais; Flo: florestas; Arb: zonas arbustivas; Agr: agricultura; Sol: solo exposto; Roc: rochas; Agu: corpos de água). ....	35

---

Tabela 4.4: Matriz de erro para o mapa de classificação de 2005. (Pla: plantações florestais; Flo: florestas; Arb: zonas arbustivas; Agr: agricultura; Sol: solo exposto; Roc: rochas; Agu: corpos de água). .....	36
Tabela 4.5: Matriz de erro para o mapa de classificação de 2015. (Pla: plantações florestais; Flo: florestas; Arb: zonas arbustivas; Agr: agricultura; Sol: solo exposto; Roc: rochas; Agu: corpos de água). .....	36
Tabela 4.6: Tabulação cruzada das classes de uso e cobertura de terra entre 2000 e 2005 (em km <sup>2</sup> ). Números em negrito na linha diagonal correspondem à área que se manteve constante de um período para o outro. ....	39
Tabela 4.7: Tabulação cruzada das classes de uso e cobertura de terra entre 2005 e 2015 (em km <sup>2</sup> ). Números em negrito na linha diagonal correspondem à área que se manteve constante de um período para o outro. ....	39
Tabela 4.8: Área ocupada pelas diferentes classes de intervalo médio de retorno. ....	50
Tabela 4.9: Tabela de contingência da comparação entre o produto de área queimada e o mapa de validação. Os valores correspondem ao número de células dos mapas em questão. ....	52

## Lista de Acrónimos

ACES	<i>Abrupt Changes in Ecosystem services</i>
CENACARTA	Centro Nacional de Cartografia e Teledetecção
DDF	Desmatamento e Degradação Florestal
ESPA	<i>Ecosystem Services for Poverty Alleviation</i>
ETM+	<i>Enhanced Thematic Mapper Plus</i>
FAEF	Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal
FAO	Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura
INE	Instituto Nacional de Estatística
MAE	Ministério da Administração Estatal
MICOA	Ministério para a Coordenação da Acção Ambiental
MITADER	Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural
MODIS	<i>Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer</i>
NASA	Administração Nacional de Aeronáutica e Espaço
ND	Números Digitais
NDVI	Índice de Vegetação por Diferença Normalizada
OLI	<i>Operational Land Imager</i>

---



---

SRTM	<i>Shuttle Radar Topographic Mission</i>
TM	<i>Thematic Mapper</i>
UCT	Uso e Cobertura de Terra

---

## Resumo

Apesar de ter uma elevada cobertura florestal, Moçambique tem taxas elevadas de desmatamento e degradação florestal. As queimadas têm um papel importante nas florestas de miombo, fazendo parte do processo de desmatamento. O Distrito de Gurué, com uma elevada densidade populacional e produção agrícola é um bom exemplo do tipo de pressões que estão a ser colocadas nas florestas nativas do país. O distrito tem tido uma redução das suas florestas nos últimos anos. Este estudo apresenta as mudanças de uso e cobertura de terra (UCT) ocorridas em Gurué entre 2000 e 2015 e analisa o papel que as queimadas tiveram nessas mudanças. O estudo foi realizado utilizando técnicas de sensoriamento remoto e dados de campo. Foi feita uma classificação supervisionada de UCT, com algoritmo de máxima verosimilhança, utilizando imagens de Landsat. Também foram calculadas as mudanças num índice de vegetação. O regime de queimadas foi estudado utilizando dois produtos do sensor MODIS: focos activos e área queimada. A distribuição espacial e temporal das queimadas foi analisada. A exactidão da classificação de UCT foi de 80,3, 79 e 77,6%, para 2000, 2005 e 2015, respectivamente. A taxa de desmatamento no distrito entre 2000 e 2015 foi de 29,9 km<sup>2</sup>/ano. O índice de vegetação indicou uma redução generalizada na biomassa vegetal do distrito. As queimadas são mais prevalentes nas zonas ocidentais e sul do distrito. A ocorrência das queimadas foi independente do UCT e não foi encontrado nenhum efeito nas mudanças de UCT. As queimadas mostraram ser uma ferramenta usada para a gestão da terra, e não uma causa de desmatamento e degradação florestal.

## Abstract

Despite having a high forest cover, Mozambique has high rates of deforestation and forest degradation. Fire plays an important role in miombo woodlands, where it constitutes one of the first steps in the deforestation process. The district of Gurué, with a high population density and agricultural production, is a good example of the pressures faced by the country's forests. The District of Gurué has had a reduction in its woodlands in the last few years. This study presents the land use and land cover (LULC) change for Gurué between 2000 and 2015 and the role fire plays in those changes. The study was conducted using remote sensing techniques and field data. A supervised classification of LULC was conducted, with a maximum likelihood algorithm, using Landsat images. Changes in a vegetation index were also analysed. The fire regime was studied using two MODIS sensor products: active fires and burned area. Temporal and spatial distribution of fires was analysed. The LULC classification accuracy was 80.3, 79.0 and 77.6% for 2000, 2005 and 2015 respectively. The deforestation rate in the district between 2000 and 2015 was 29.9 km<sup>2</sup>/year. The vegetation index indicated an overall decrease in plant biomass. Fire were more frequent in western and southern Gurué. Fire occurrence was independent of LULC class, and fire frequency was not correlated with changes in LULC or plant biomass reduction. Fires in Gurué appear to be a tool in LULC change, rather than a driver of deforestation and forest degradation.

**Palavras-chave:** Desmatamento, classificação supervisionada, Landsat, MODIS, NDVI.

---

# 1 Introdução

O ecossistema de miombo é um tipo de vegetação da savana africana que cobre cerca de 2,7 milhões km<sup>2</sup> do continente (Kanschik e Becker, 2001) e cerca de 2/3 da superfície de Moçambique (Marzoli, 2007). O miombo tem uma grande importância socioeconómica, pois mais de 150 milhões de pessoas dependem dos seus bens e serviços em África (Dewees *et al.*, 2010). Em Moçambique a situação não é diferente, com as florestas de miombo a proporcionarem bens madeireiros, tais como madeira comercial, lenha e carvão, e não-madeireiros, tais como frutos, plantas medicinais e pasto para o gado (Nhantumbo e Izidine, 2009). Por exemplo, cerca de 76% das necessidades energéticas do país são supridas por energia de biomassa (Ryan *et al.*, 2016).

O miombo tem uma elevada diversidade florística, com cerca de 8500 espécies, das quais mais de metade são endémicas (Frost, 1996). O miombo alberga alguns dos maiores rios da África Austral e Oriental, incluindo o Rio Zambeze (Campbell *et al.*, 1996). Dessa forma, a qualidade e quantidade de grande parte da água desta região, está dependente deste ecossistema. Devido à sua extensão, o miombo tem também uma grande importância a nível das emissões de gases de efeito estufa (Campbell *et al.*, 1996) e queimadas generalizadas neste ecossistema podem ter efeitos climáticos globais (Scholes *et al.*, 1996; van der Werf *et al.*, 2010).

Apesar de ter uma cobertura florestal de cerca de 50%, Moçambique tem elevadas taxas de desmatamento e de degradação florestal (DDF) (FAO, 2010a). Embora a informação ao nível do país seja algo desactualizada, os números dos últimos dois censos florestais mostram uma tendência de aumento do nível de desmatamento, de 0,21% em 1994 (Saket, 1994), para 0,58% em 2007 (Marzoli, 2007). De acordo com Siteo *et al.* (2016) as causas do DDF em Moçambique são a agricultura de subsistência, agricultura comercial, a produção de lenha e carvão, a urbanização, a mineração, a exploração de madeira comercial e a pecuária. Destas, a agricultura de subsistência é a principal, sendo responsável por 65% do desmatamento ocorrido no país. As queimadas são uma das principais causas de degradação florestal, estando associadas à prática da agricultura de subsistência (Siteo *et al.*, 2012).

O DDF resulta na deterioração ou perda de serviços de ecossistema e perda e fragmentação de habitats naturais. As florestas de miombo oferecem diversos bens e serviços, directamente, tais como a provisão de alimentos, energia de biomassa, plantas medicinais, ou indirectamente,

---

---

através de serviços como a regulação do ciclo hidrológico e regulação local do clima (MEA, 2005). A perda de habitats naturais tem também um forte efeito negativo na biodiversidade (Fahrig, 2003).

Outra consequência do DDF é a emissão de gases de efeito estufa. Estima-se que o continente africano seja responsável por 20% das emissões globais de CO<sub>2</sub> para a atmosfera provenientes do DDF (Ciais *et al.*, 2011). Neste contexto, as queimadas têm um papel muito importante, pois o continente africano é responsável por 40% das emissões provenientes de queimadas, que ocorrem maioritariamente nas savanas (Ciais *et al.*, 2011). O balanço de carbono a longo-prazo no continente é determinado em grande parte pelas queimadas (Ryan e Williams, 2011). Em Moçambique, estima-se que a degradação florestal seja responsável por até 30% do total das emissões do DDF (Sitoe *et al.*, 2016).

Na Conferência das Partes 21, realizada em Paris, Moçambique comprometeu-se com uma redução total de 76,5 MtCO<sub>2</sub>eq até 2030 (MITADER, 2015). Este compromisso enquadra-se na participação do país no programa das Nações Unidas de Redução das Emissões do Desmatamento e Degradação Florestal (REDD+), em que Moçambique é um dos 18 países africanos que está a receber financiamento para a preparação da implementação deste programa (MITADER, 2016). Assim, uma das prioridades para o país poder cumprir com o programa de REDD+ é o levantamento de informação sobre o nível e as tendências da cobertura florestal (Sitoe *et al.*, 2012).

Nas últimas décadas, as técnicas de sensoriamento remoto têm sido cada vez mais utilizadas para estudar as tendências espaciais e temporais dos ecossistemas terrestres (Giri, 2012). A série de satélites Landsat, por virtude da recente disponibilização a custo zero e da longa série temporal existente constituem a fonte mais usada para análises temporais de grandes áreas (Cohen e Goward, 2004). De acordo com Giri (2012), a caracterização da cobertura de terra em mapas temáticos de classes de uso e cobertura de terra (UCT) é uma das formas de se estudar o DDF. Porém, para aquele autor, a utilização de categorias qualitativas torna difícil a detecção de mudanças graduais na estrutura e composição da vegetação. Por esse motivo, são usados índices de vegetação, que representam a quantidade de biomassa existente, e permitem detectar mudanças quantitativas.

---

As técnicas de sensoriamento remoto também são utilizadas para caracterizar as queimadas, sendo possível determinar as suas características espaciais e temporais. Com o lançamento do sensor *MODerate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) em 2000, a bordo dos satélites Terra e Aqua, tornou-se possível ter uma cobertura quase diária das queimadas que ocorrem na superfície terrestre (Justice *et al.*, 2002). Os produtos deste sensor permitem identificar o número, a área e a intensidade das queimadas, entre outras variáveis (Justice *et al.*, 2002). A informação destes sensores tem sido utilizada para caracterizar os regimes de queimadas em várias regiões do mundo, e em Moçambique já foi utilizado na Reserva Nacional do Niassa (Cangela, 2014; Ribeiro, 2007) e no parque Nacional da Gorongosa (Zolho, 2005).

Este estudo procurará avaliar as mudanças de UCT que ocorreram no distrito de Gurué entre 2000 e 2015, com particular ênfase para os ganhos e perdas de áreas de florestas, e analisar o efeito das queimadas nessas mudanças.

## **1.1 Definição do problema de estudo**

O distrito de Gurué, no norte da província da Zambézia, com uma elevada densidade populacional e elevada produção agrícola é um exemplo do tipo de pressões que estão a ser colocadas sobre as florestas naturais no país. Nos últimos anos o distrito de Gurué tem registado uma redução da cobertura florestal (Figura 1.1). De acordo com um estudo que analisou o desmatamento a nível global utilizando imagens de satélite, a área total desmatada no distrito de 2000 a 2014 foi de 370 km<sup>2</sup>, o que corresponde a uma taxa anual desmatamento de 26,5 km<sup>2</sup> (Hansen *et al.*, 2013). Esta redução tem coincidido com um aumento na área agrícola do distrito, principalmente das culturas de rendimento praticadas maioritariamente por pequenos agricultores comerciais (Governo do Distrito de Gurué, 2015).

O efeito negativo do DDF sobre a biodiversidade é amplamente reconhecido (Fahrig, 2003; Lambin *et al.*, 2001; Pimm e Raven, 2000). No entanto, dependendo do tipo e intensidade do uso dado à terra, a amplitude deste efeito pode ser maior ou menor (Kleijn *et al.*, 2009). O distrito de Gurué contém o Monte Namúli, que é oficialmente reconhecido como uma Área Importante para a Conservação das Aves, possivelmente a mais importante (Ryan *et al.*, 1999). Além de aves, o Monte Namúli também é um reservatório importante de plantas (Timberlake *et al.*, 2009), répteis e anfíbios (Portik *et al.*, 2013). O maciço de Namúli também tem sofrido algum desmatamento, sendo que de acordo com a análise global de Hansen *et al.* (2013),

---

registou uma taxa de desmatamento anual de 57 ha entre 2000 e 2014, totalizando cerca de 8 km<sup>2</sup> desmatados nesse período.

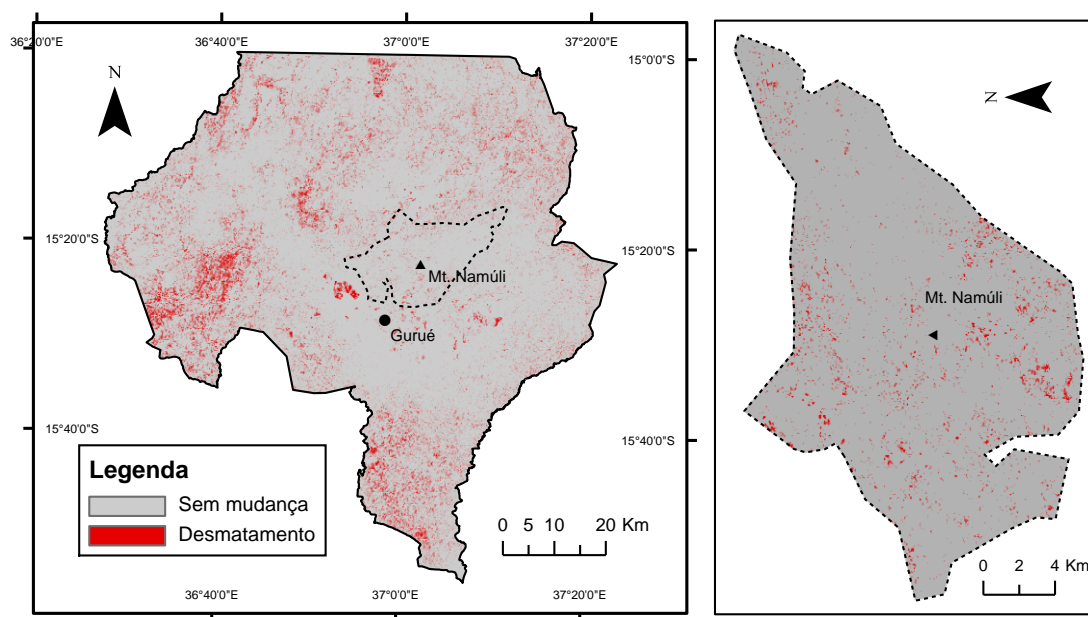


Figura 1.1: Desmatamento no distrito de Gurué entre 2000 e 2014 (Fonte: Hansen/UMD/Google/USGS/NASA). Maciço de Namúli indicado a tracejado.

O cultivo da soja tem-se revelado uma opção rentável para os pequenos agricultores do distrito de Gurué, devido aos elevados preços da cultura, bem como a existência de um mercado garantido (Hanlon e Smart, 2012). Assim, pode-se esperar que a plantação desta cultura seja promovida em outros distritos com condições semelhantes, com as esperadas consequências na cobertura florestal. O distrito de Gurué, com uma densidade populacional relativamente alta [64,3 habitantes/km<sup>2</sup>, INE (2012)] e uma elevada produção agrícola, com uma área cultivada de 147.759 ha (Governo do Distrito de Gurué, 2015), pode servir de espelho para o futuro de muitos outros distritos de Moçambique. Uma análise das pressões que este distrito está a enfrentar pode permitir antever o que irá acontecer no resto do país, num futuro próximo.

Em Moçambique, a limpeza dos terrenos para novas áreas agrícolas é habitualmente feita com recurso a queimadas (Shaffer, 2010), pelo que o conhecimento do regime de queimadas é importante para determinar o seu efeito. A maioria das queimadas em Moçambique tendem a abranger áreas maiores do que planeado, resultando em extensas áreas de queimadas descontroladas (Siteo *et al.*, 2012). Nos ecossistemas de miombo, estas queimadas descontroladas estão muito mais associadas à abertura de novos campos de cultivo do que à

---

queima dos resíduos agrícolas em áreas já estabelecidas (Tarimo *et al.*, 2015). No entanto, em zonas com maiores densidades populacionais, as queimadas tendem a ser mais controladas e de menores dimensões (Archibald *et al.*, 2010). A época de queimadas nos ecossistemas de miombo em Moçambique tende a ser no fim da época seca, entre Julho e Novembro (Cangela, 2014; Ribeiro *et al.*, 2008a).

Este estudo enquadra-se no projecto de pesquisa ACES (*Abrupt Changes in Ecosystem Services*), o qual é financiado pela ESPA (*Ecosystem Services for Poverty Alleviation*) e pretende estudar o impacto da conversão de florestas de miombo e mopane nas comunidades rurais que delas dependem.

## **1.2 Objectivos**

### **1.2.1 Objectivo geral**

Avaliar o efeito das queimadas nas mudanças ocorridas na vegetação do distrito de Gurué, Província da Zambézia, entre 2000 e 2015.

### **1.2.2 Objectivos específicos**

- Produzir mapas de uso e cobertura de terra (UCT) para o distrito de Gurué entre 2000 e 2015 e avaliar as mudanças de UCT ocorridas nesse período.
- Produzir um mapa de mudança do índice de vegetação entre 2000 e 2015.
- Caracterizar o regime de queimadas em termos de dinâmica espaço-temporal.
- Determinar a relação entre a frequência das queimadas e as mudanças de UCT.

## **2 Revisão bibliográfica**

### **2.1 Ecossistema de miombo**

O ecossistema de miombo é um tipo de vegetação de savana africana que cobre cerca de 2,7 milhões km<sup>2</sup> do continente (Kanschik e Becker, 2001) e cerca de 2/3 da superfície de Moçambique (Marzoli, 2007). O miombo é caracterizado pela coexistência dos géneros de plantas *Brachystegia*, *Julbernadia* e/ou *Isoberlinia* (Campbell *et al.*, 1996). A riqueza de espécies florísticas neste sistema é alta, com cerca de 8500 espécies, das quais mais de 54% são endémicas (Frost, 1996).

---

O miombo tem uma grande importância socioeconómica, pois mais de 150 milhões de pessoas dependem dos seus bens e serviços em África (Deweese *et al.*, 2010). Estes serviços incluem a provisão de alimentos e energia de biomassa, bem como controle da erosão, mitigação da desertificação e controlo de pragas agrícolas (Sileshi *et al.*, 2007). Mais de 76% do consumo de energia da região provém de biomassa lenhosa e as florestas de miombo providenciam nutrientes essenciais que permitem a prática de agricultura itinerante (Ryan *et al.*, 2016). Em Moçambique a situação não é diferente. Num estudo feito numa zona rural do país, Hegde e Bull (2008) descobriram que 40% da renda bruta e 25% do rendimento monetário dos agregados familiares provinha de produtos obtidos na floresta.

De acordo com Frost (1996) podem ser distinguidos dois tipos de miombo: seco e húmido. O miombo seco é encontrado em áreas com menos de 1000 mm de precipitação, e é caracterizado por uma altura de copa abaixo dos 15 metros e baixa diversidade florística. O miombo húmido é encontrado em áreas com precipitação acima dos 1000 mm, tem uma altura de copa geralmente superior a 15 metros e a diversidade florística é alta, encontrando-se quase todas as espécies características do miombo.

A dinâmica do miombo é definida em grande parte pela componente arbórea e pela interacção de quatro factores: clima, queimadas, actividade humana e elefantes (Frost, 1996). O clima define a estrutura do miombo maioritariamente através da precipitação. A actividade humana afecta a cobertura florestal através da abertura de novos campos agrícolas e exploração de madeira, sendo também os maiores responsáveis pelas queimadas. Os elefantes afectam as árvores através do desenraizamento, remoção da casca e quebra de ramos e troncos. Em zonas de miombo sem elefantes, como o distrito de Gurué (Blanc, 2008), a actividade humana é o maior factor de distúrbio, quer através do desmatamento para a abertura de novos campos, como da degradação causada pelo corte selectivo para produção de carvão e ateamento de queimadas.

A maioria das espécies arbóreas do miombo regeneram após o corte (Luoga *et al.*, 2004). Por outro lado, o recrutamento através de plântulas é mais raro, especialmente na presença de queimadas ou herbívoros (Frost, 1996; Luoga *et al.*, 2004). Num estudo realizado em Moçambique, Williams *et al.* (2008) determinaram que não havia diferenças significativas no estoque de carbono entre florestas primárias e florestas em antigas machambas abandonadas



---

há mais de 20 anos. No entanto, a composição de espécies era diferente, sendo que nas machambas abandonadas não se encontravam as espécies características do miombo. Assim, as florestas de miombo podem ser geridas num regime de sistema de silvicultura de corte rotativo (Luoga *et al.*, 2004), mas desta forma perde-se as espécies características do miombo.

## **2.2 Desmatamento e degradação florestal**

O desmatamento e a degradação florestal são dois conceitos relacionados, que lidam com a redução da cobertura florestal. A principal diferença entre os dois tem a ver com a magnitude dessa redução. De acordo com o MEA (2005) a degradação florestal é a deterioração das condições ecológicas de uma floresta, que pode resultar na perda de alguns dos serviços de ecossistema que ela fornece. O desmatamento é um caso específico, mais severo da degradação florestal, em que uma área de floresta é convertida para uma área de não floresta (UNFCCC, 2001). Por outras palavras, o desmatamento é a conversão de uma área de floresta para outros usos, tais como agricultura ou infra-estruturas (FAO, 2010b).

As causas do DDF podem ser divididas em causas directas ou imediatas e causas indirectas ou subjacentes. As causas directas são actividades humanas que afectam directamente a perda de florestas, resultantes de interações complexas de forças subjacentes sociais, políticas, económicas, tecnológicas e culturais (Geist e Lambin, 2002). Em África, a expansão agrícola é a principal causa directa do desmatamento, seguida da extracção de madeira e expansão de infra-estruturas (Geist e Lambin, 2002; Hosonuma *et al.*, 2012). Um factor importante é também a taxa de crescimento da população urbana, que resulta num aumento da demanda por produtos agrícolas (DeFries *et al.*, 2010). Por outro lado, o crescimento da população rural não está associado ao desmatamento (DeFries *et al.*, 2010), o que contraria a teoria de que a pressão sobre as florestas irá reduzir à medida que a urbanização aumenta (Wright e Muller-Landau, 2006). As principais causas subjacentes do desmatamento em África são factores demográficos, económicos e tecnológicos (Geist e Lambin, 2002). Em relação à degradação florestal, as principais causas em África são a produção de carvão e a exploração de madeira comercial (Hosonuma *et al.*, 2012).

Em Moçambique, as principais causas do DDF são a agricultura de subsistência, agricultura comercial, a produção de lenha e carvão, a urbanização, a mineração, a exploração de madeira comercial e a pecuária (Sitoe *et al.*, 2016). Destas, a agricultura de subsistência é a mais

---

importante, contribuindo para 65% do desmatamento, seguida da urbanização (12%), exploração de madeira (8%) e produção de lenha e carvão (7%). No entanto, há uma grande interligação entre estas causas, sendo por vezes difícil separar os seus efeitos (Siteo *et al.*, 2016).

O processo típico de desmatamento e degradação florestal consiste no corte selectivo de madeiras preciosas, seguido do corte de madeira para carvão (Siteo *et al.*, 2012). Estes dois processos reduzem a densidade arbórea e abrem trilhos de acesso. Os terrenos são posteriormente completamente desbravados para o cultivo. O processo está apresentado na Figura 2.1.

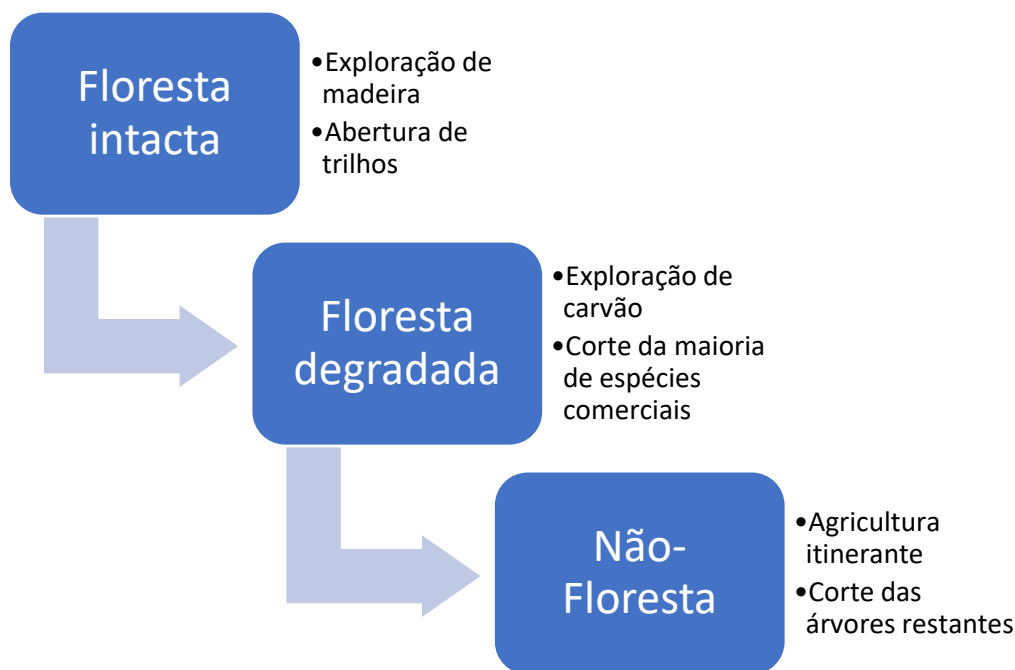


Figura 2.1: Processo de desmatamento típico em Moçambique (adaptado de Siteo *et al.* (2012)).

A agricultura de subsistência é a maior causa do desmatamento, devido à necessidade constante de abertura de novos campos agrícolas, motivada pelo baixo rendimento das explorações agrícolas e pelo crescimento populacional (Siteo *et al.*, 2012). Cerca de 96% da área cultivada do país é de pequenas unidades de produção (área média de 1,4 ha), com utilização de fertilizantes e pesticidas abaixo dos 5% (INE, 2011). A agricultura itinerante é a mais praticada, o que resulta numa paisagem de mosaico de terrenos cultivados e terrenos em diferentes estágios de regeneração (Siteo *et al.*, 2012).

---

A exploração de madeira comercial tem vindo a crescer nos últimos anos, em resultado da crescente demanda dos mercados asiáticos (Sitoe *et al.*, 2012). Esta crescente demanda também tem motivado um aumento das exportações ilegais, tendo sido estimado que o volume exportado ilegalmente é o dobro do volume licenciado (FAEF, 2013). Conforme mencionado acima, a exploração de madeira comercial constitui normalmente o primeiro passo no processo de DDF. Assim, é um agente de degradação florestal, consistindo na extração das espécies madeireiras de maior valor comercial.

Mais de 90% da produção de carvão em Moçambique é ilegal, havendo poucas licenças florestais para a produção de carvão (Cuvilas *et al.*, 2010), o que implica que não há uma exploração com reposição das árvores cortadas. Em resultado desta falta de reposição, o elevado consumo per capita (1,2 m<sup>3</sup>/ano, (Brouwer e Falcão, 2004)), especialmente perto dos grandes centros de consumo (Cuvilas *et al.*, 2010), resulta na redução da cobertura florestal nos locais de produção. O elevado consumo de carvão no país é uma causa de preocupação, pois está muito acima do volume total de madeira comercial que pode ser cortada (Sitoe *et al.*, 2012).

A expansão urbana tem vindo a aumentar nos últimos anos, em resultado do crescimento populacional e migração das zonas rurais para zonas urbanas, especialmente no sul do país (Sitoe *et al.*, 2016). A expansão urbana está também muito interligada com a produção de carvão, devido ao facto deste constituir a principal fonte energética nos principais centros urbanos (Atanassov *et al.*, 2012).

O DDF tem um efeito negativo sobre a biodiversidade, devido à perda e fragmentação do habitat. A perda de habitat é a principal causa da extinção de espécies (Fahrig, 2003; Pimm e Raven, 2000). A fragmentação de um habitat é um processo de transformação em que um habitat é subdividido em manchas mais pequenas, que ocupam uma área total menor (Fahrig, 2003). A redução de biodiversidade tem efeitos negativos nos ecossistemas, reduzindo a eficiência de acumulação de biomassa e a estabilidade dos serviços proporcionados (Cardinale *et al.*, 2012).

---

## 2.3 Queimadas florestais

As queimadas são um factor ambiental importante à escala global, influenciando as dinâmicas da vegetação (Bond *et al.*, 2005; Van Langevelde *et al.*, 2003), estoques de carbono (Ciais *et al.*, 2011), mudanças de uso de terra (Bowman *et al.*, 2009) e são uma fonte importante de gases de efeito estufa (van der Werf *et al.*, 2010). As queimadas são um dos componentes mais importantes nas savanas africanas (Archibald *et al.*, 2005). Assim, é importante conhecer as características das queimadas que afectam uma região, para melhor perceber os efeitos que terão.

Em Moçambique, mais de 90% das queimadas são de origem antropogénica (Saket, 1994). As principais causas são a abertura de machambas, a caça de animais selvagens e a colheita de mel (Sitoe *et al.*, 2012). A maioria das queimadas em Moçambique tendem a abranger áreas maiores do que planeado, resultando em extensas áreas de queimadas descontroladas (Sitoe *et al.*, 2012). Nas florestas de miombo do país, as queimadas tendem a ocorrer na época seca, entre os meses de Agosto e Novembro (Cangela, 2014; Nanvonamuquitxo *et al.*, 2014; Ribeiro, 2007).

De acordo com Krebs *et al.* (2010) o regime de queimadas é um conjunto de parâmetros mensuráveis, indispensáveis para descrever os padrões das queimadas. Para estes autores, os parâmetros que definem o regime de uma queimada podem ser agrupados entre os de sentido restrito, que descrevem quando, onde e quais as características do fogo, e os de sentido amplo, que descrevem as condições que provocam as queimadas e os efeitos que estas têm.

Mais recentemente, Archibald *et al.* (2013) propuseram uma caracterização das queimadas a nível global com base em cinco características chave: tamanho, frequência, intensidade, época e extensão. Assim, estes autores argumentam que o regime de queimadas não é simplesmente uma função do bioma em que elas ocorrem, pois podem haver diferentes regimes de queimadas para o mesmo bioma. Para o caso do miombo, há dois tipos de queimadas que ocorrem frequentemente. O primeiro é caracterizado por queimadas frequentes, de baixa intensidade e tamanho individual reduzido. O segundo é caracterizado por queimadas frequentes, de alta intensidade e de tamanho individual elevado (Archibald *et al.*, 2013). O principal factor que distingue estes dois tipos de regime de queimadas é a densidade populacional, com densidades elevadas a serem associadas ao regime de queimadas de maior dimensão.

---

A distribuição temporal das queimadas é o estudo das tendências e variações intra- e inter- anuais (Dwyer *et al.*, 2000). Na análise intra-anual procura-se saber a época do ano em que as queimadas ocorrem. Na análise inter-anual, procura-se detectar tendências e variações ao longo do tempo. A distribuição espacial procura detectar a extensão das áreas queimadas, o número de queimadas e a distribuição destas pelos diferentes usos e cobertura de terra.

Eva e Lambin (2000) descreveram as duas possíveis funções que as queimadas podem ter na mudança de UCT nos trópicos: como uma causa de mudança ou como uma ferramenta utilizada para prevenir a sucessão natural. Nas savanas da região do Serengeti, entre o Quênia e a Tanzânia, estes autores não encontraram nenhuma relação entre as queimadas e as mudanças de UCT. Esta ausência de relação foi explicada como sendo causada pela heterogeneidade de UCT e pelos diferentes objectivos para os quais as queimadas eram feitas.

As queimadas são uma componente essencial da dinâmica do miombo, sendo a maioria das espécies arbóreas resistentes às queimadas (Campbell *et al.*, 1996). Apesar disso, frequências elevadas de queimadas resultam na redução da regeneração e na alteração da composição de espécies (Ribeiro *et al.*, 2008a; Ryan e Williams, 2011; Zolho, 2005), contribuindo para a degradação florestal. Assim, as queimadas são um dos principais factores de degradação florestal em Moçambique (Siteo *et al.*, 2016). Por exemplo, num estudo realizado por Zolho (2005) num ecossistema de miombo na zona centro de Moçambique, descobriu-se que a regeneração de *Julbernardia globiflora* e *Brachystegia* spp. era afectada pela frequência de queimadas. Na província do Niassa, Ribeiro *et al.* (2008a) encontraram diferenças significativas na composição de espécies do estrato regenerativo entre parcelas queimadas e não queimadas.

Apesar de não constituírem um factor importante de desmatamento nas florestas de miombo em geral, queimadas muito frequentes podem causar perda de biomassa arbórea a longo prazo. Num experimento de 50 anos realizado no Zimbabué, Ryan e Williams (2011) encontraram um efeito forte das queimadas na área basal. Para áreas queimadas anualmente ou a cada dois anos, a área basal era muito reduzida (0,3 e 2,7 m<sup>2</sup>/ha, respectivamente), aumentando para áreas queimadas a cada 3 ou 4 anos (9,2 e 15,7 m<sup>2</sup>/ha, respectivamente). Assim, embora sejam principalmente um agente de degradação, a longo prazo, queimadas frequentes podem resultar na perda de biomassa arbórea.

---

---

Outro efeito negativo das queimadas é a degradação do solo. Queimadas frequentes causam a perda de matéria orgânica (González-Pérez *et al.*, 2004), aumentando a compactação do solo e o risco de erosão (Wagenbrenner *et al.*, 2006). Num estudo realizado numa floresta de miombo da Zâmbia, Sileshi e Mafongoya (2006) determinaram que as queimadas resultam na redução da diversidade e abundância de invertebrados do solo, o que pode ter consequências não só ao nível das comunidades de invertebrados, como da própria flora.

As queimadas são uma fonte importante de emissão de gases de efeito estufa, devido à combustão da camada herbácea, folhas caídas e troncos mortos (van der Werf *et al.*, 2010). O continente africano é responsável por 40% das emissões globais provenientes de queimadas (Ciais *et al.*, 2011). Scholes *et al.* (1996) estimaram as emissões de carbono provenientes das queimadas da África austral entre 925 e 2 881 Tg.CO<sub>2</sub>.ano<sup>-1</sup>, enquanto mais recentemente, Van Der Werf *et al.* (2003) estimou em 1 894 Tg.CO<sub>2</sub>.ano<sup>-1</sup>.

## **2.4 Sensoriamento remoto**

O uso de imagens de satélite é uma forma de obter informação sobre a superfície terrestre, de forma rápida e, para alguns produtos, barata. Técnicas de sensoriamento remoto permitem estudar áreas muito extensas e/ou de difícil acesso, pelo que a sua utilização tem vindo a crescer nas últimas décadas (Giri, 2012). Dois dos sensores mais usados são o MODIS, nos satélites Terra e Aqua, e a série de satélites Landsat, em virtude dos seus dados serem grátis, mas também pelas características espectrais, espaciais e temporais que têm.

A série de satélites Landsat faz parte de um programa da Administração Nacional de Aeronáutica e Espaço dos Estados Unidos (NASA) para o estudo dos recursos naturais da terra. O primeiro satélite (Landsat 1) foi lançado em 1972 e desde então mais sete satélites foram sendo sucessivamente lançados, permitindo uma série de dados ininterrupta desde 1972 (NASA, 2015). O satélite Landsat 5, com o sensor TM (*Thematic Mapper*) a bordo, foi o satélite que esteve mais tempo operacional, de Março de 1984 a Novembro de 2011. Actualmente, dois satélites estão activos, o Landsat 7 e o Landsat 8. O satélite Landsat 7 foi lançado a 15 de Abril de 1999 e contém a bordo o sensor ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper* +). Este sensor tem uma resolução temporal de 16 dias e 8 bandas espectrais, das quais seis têm uma resolução espacial de 30 m (NASA, 2000). As bandas espectrais com a resolução de

30 m incluem o espectro visível (azul, verde, vermelho) e infravermelho (infravermelho próximo, infravermelho de banda curta 1 e 2). O satélite Landsat 8 foi lançado a 11 de Fevereiro de 2013 com o sensor OLI (*Operational Land Imager*) e contém 11 bandas espectrais, mas partilha as mesmas bandas acima mencionadas com o sensor ETM+. O resumo das bandas espectrais utilizadas neste estudo, dos três satélites Landsat, estão resumidas na Tabela 2.1.

Tabela 2.1: Bandas espectrais dos diferentes satélites Landsat utilizados neste estudo.

Banda	Landsat 5 TM	Landsat 7 ETM+	Landsat 8 OLI
Azul	0,45 – 0,52	0,44 – 0,51	0,44 – 0,51
Verde	0,52 – 0,60	0,52 – 0,60	0,53 – 0,59
Vermelho	0,63 – 0,69	0,63 – 0,69	0,64 – 0,67
Infravermelho próximo	0,76 – 0,90	0,77 – 0,90	0,85 – 0,88
Infravermelho banda curta 1	1,55 – 1,75	1,55 – 1,75	1,57 – 1,65
Infravermelho banda curta 2	2,08 – 2,35	2,06 – 2,35	0,50 – 0,68

Cohen e Goward (2004) apresentaram as principais razões para a utilização das imagens dos satélites Landsat no estudo de mudanças temporais de vegetação: (i) uma série de dados com mais de 40 anos, (ii) uma resolução espacial apropriada para o estudo de mudanças de UCT, (iii) uma resolução espectral que inclui as bandas mais importantes para a análise de mudanças de UCT (azul, verde, vermelho e infravermelho), e (iv) o custo reduzido (grátis desde 2011).

#### 2.4.1 Classificação de UCT

Técnicas de senso-remoto são frequentemente usadas para a classificação de UCT, pois as imagens de satélite permitem uma representação espacial contínua e consistente da superfície terrestre, disponível a diferentes escalas espaciais e temporais (Foody, 2002). A detecção de mudanças de UCT por sensoriamento remoto pode ser dividida em dois tipos: comparação mapa a mapa e comparação imagem a imagem (Giri, 2012). A comparação imagem a imagem, ou diferenciação de imagens, implica a subtração de uma imagem por outra (Coppin *et al.*, 2004). Na comparação mapa a mapa, ou comparação pós-classificação, dois mapas de cobertura de terra são gerados independentemente e os resultados comparados (Giri, 2012). Neste método, a classificação é feita alocando cada pixel de uma imagem a uma determinada classe. A forma como essa alocação é feita permite uma divisão em dois grandes grupos: classificação supervisionada ou não supervisionada. A classificação supervisionada procura

---

alocar cada caso com base na semelhança a classes pré-definidas, cujas características espectrais foram estabelecidas. A classificação não-supervisionada agrupa os casos com base na sua semelhança espectral (Foody, 2002).

A comparação pós-classificação tem a vantagem de permitir analisar todas as mudanças de/para e de permitir medir a direcção e velocidade das mudanças (Mansour, 2013). Mas (1999) analisou a performance de diferentes procedimentos de detecção de mudanças de UCT, incluindo comparação pós-classificação e diferenciação de imagens, e concluiu que a comparação pós-classificação tinha a melhor exactidão e a vantagem adicional de indicar a natureza das mudanças. Por outro lado, numa revisão dos métodos de detecção de mudanças, Coppin *et al.* (2004) concluiu que a diferenciação de imagens tem a vantagem de permitir detectar não só conversões e mudanças abruptas, como também modificações e mudanças progressivas. Neste estudo irão ser utilizados dois métodos de detecção de mudanças

As imagens disponibilizadas dos satélites de Landsat, não contém a reflectância espectral, mas sim números digitais, que são uma conversão dos dados de reflectância para uma escala diferente, de forma a ocuparem menos espaço (NASA, 2015). Estes números digitais podem ser convertidos para unidades físicas (radiação espectral, reflectância) utilizando equações específicas para cada satélite (Chander e Markham, 2003; NASA, 2000; NASA, 2015). Para a comparação de imagens entre diferentes sensores, Chander e Markham (2003) recomendam a utilização de reflectância em vez de radiação espectral, por duas razões. Primeiro, remove-se o efeito de diferentes ângulos solares devido a diferentes datas de aquisição. Segundo, porque se compensa para diferentes valores de irradiação solar exoatmosférica devido a diferenças entre as bandas espectrais.

#### **2.4.2 Índices de vegetação**

Índices de vegetação são usados para estimar diferentes parâmetros da vegetação, tais como índice de área foliar ou biomassa (Giri, 2012). Os índices utilizam o facto de a vegetação absorver grande parte da radiação da região espectral fotossinteticamente activa (de 0,4 a 0,7  $\mu\text{m}$ ) e reflectir a radiação da região espectral do infravermelho próximo (0,7 a 0,9  $\mu\text{m}$ ) (Huete *et al.*, 2011). Dessa forma, a diferença entre a banda do vermelho e a do infravermelho próximo é elevada em áreas vegetadas, permitindo distingui-las de outros usos de terra.



---

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI – *Normalized Difference Vegetation Index*) é um dos índices mais usados para o estudo do índice de área foliar e produção primária (Wang *et al.*, 2005). Este índice consiste na diferença entre a banda do infravermelho e do vermelho, normalizada pela soma das mesmas bandas (Rouse Jr *et al.*, 1974). O índice varia de -1 a 1, sendo que valores negativos indicam ausência de cobertura vegetal, enquanto valores positivos estão associados à presença da cobertura vegetal.

O NDVI pode ser correlacionado com a biomassa vegetal e é um índice utilizado para mapear diversos tipos de mudanças de UCT (Giri, 2012). Para o ecossistema de miombo, Kashindye *et al.* (2013) demonstrou que o NDVI tem uma elevada correlação com a biomassa acima do solo. Em Moçambique, esta relação também foi demonstrada para as florestas de miombo da Reserva Nacional do Niassa (Ribeiro *et al.*, 2008b).

Apesar destas vantagens, o NDVI apresenta algumas deficiências, especificamente para áreas com pouca vegetação e zonas com copas muito densas (Pettorelli *et al.*, 2005). No caso de zonas áridas, o índice é influenciado maioritariamente pela reflectância do solo ou vegetação herbácea. Para o caso de zonas muito vegetadas, o índice tende a saturar, não permitindo uma diferenciação da cobertura nestes casos. Outro problema é que a partir de um certo estágio de maturidade, a biomassa lenhosa deixa de estar associada ao índice de área foliar, pois a biomassa lenhosa continua a aumentar mesmo depois de a copa estar coberta (le Maire *et al.*, 2011). Neste estudo, o NDVI foi utilizado para fazer a análise de mudanças na vegetação pelo método de diferença de imagens.

### **2.4.3 Análise de regime de queimadas**

As técnicas de sensoriamento remoto também são utilizadas para a caracterização do regime de queimadas de uma região, incluindo a determinação de variáveis como a densidade, frequência e intensidade de queimadas. Vários satélites e sensores têm sido utilizados nas últimas décadas, incluindo Landsat, AVHRR (*Advanced Very High Resolution Radiometer*), SPOT (*Satellite Pour l'Observation de la Terre*) e MODIS (Bastarrika *et al.*, 2011; Grégoire *et al.*, 2001; Hantson *et al.*, 2013). O sensor MODIS tem-se tornado o mais utilizado para o estudo de queimadas, pois foi concebido a partir das experiências aprendidas com satélites anteriores (Hantson *et al.*, 2013). É um sensor com uma alta resolução temporal, resultando numa cobertura total da superfície terrestre em 1 a 2 dias (Pereira, 2003). Tem 36 bandas

---

espectrais, que vão dos 0,4 a 14,4  $\mu\text{m}$  e a resolução espacial varia de acordo com a banda, sendo de 250 m para as bandas 1 e 2, 500 m para as bandas 3 a 7 e 1000 m para as bandas 8-36 (Justice *et al.*, 2002).

A resolução temporal e espectral do sensor MODIS faz com que seja usado para a detecção de queimadas, permitindo a obtenção de dados sobre queimadas quase diariamente (Giglio, 2013). O sensor oferece dois produtos de detecção de queimadas: focos activos e área queimada. O produto dos focos activos regista todos os eventos de queimadas que ocorrem à escala de um pixel de 1000 m (Justice *et al.*, 2002). Este produto contém informação da hora e data em que ocorreu a queimada, da intensidade da queimada e do nível de confiança da detecção (Giglio, 2013). O nível de confiança varia de 0 a 100%, sendo dividido em três classes: baixa (<30%), nominal (30-80%) e alta ( $\geq 80\%$ ). A escolha sobre o nível de confiança aceitável depende dos objectivos do utilizador (Giglio, 2013). Se os erros de comissão não forem desejáveis, então só os focos com alto nível de confiança é que devem ser utilizados. Por outro lado, se o utilizador não quiser falhar na detecção de qualquer queimada, então pode preferir ter informação sobre focos com baixo nível de confiança.

O produto de áreas queimadas foi desenvolvido devido às deficiências do produto de focos activos em avaliar a área queimada (Roy *et al.*, 2008) e tem uma resolução de 500 m (Giglio, 2013). Este produto contém apenas informação sobre a data de ocorrência da queimada, e cada área queimada é apresentada como um polígono.

#### **2.4.4 Análise de exactidão**

De acordo com Foody (2002) a avaliação da exactidão das classificações temáticas é um tema complexo, em que não há unanimidade sobre a metodologia a seguir. Apesar disso, este autor afirma que a abordagem mais recomendada tem na matriz de erro a peça central. A matriz de erro é uma tabela que mostra os dados da classificação contra a referência dos dados de campo/reais. A partir desta matriz podem ser calculadas várias medidas de exactidão. Uma das mais comumente usadas é a exactidão geral, que corresponde à percentagem de casos correctamente classificados. Também pode ser medida a exactidão para cada classe, que corresponde ao número de casos correctamente atribuídos àquela classe. Aqui a exactidão é dividida em duas categorias: exactidão do produtor e exactidão do utilizador. A exactidão do produtor refere-se à concordância dos pontos de referência com a classificação temática, ou

---

seja, quão bem os pixéis de treino de cada classe foram classificados. A exactidão do utilizador refere-se à concordância dos pixéis da imagem classificada com os pixéis de referência, indicando os erros de comissão (Lillesand *et al.*, 2014).

Apesar de serem de interpretação intuitiva, as medidas de exactidão acima mencionadas são criticadas por não terem em conta a possibilidade de classificação correcta devido ao acaso (Congalton, 1991; Congalton e Green, 2008). O índice de Kappa surge na tentativa de se reduzir o efeito do acaso, ajustando a exactidão geral tendo em conta a possibilidade de concordância devido ao acaso (Foody, 2002). No entanto, este índice também é muito criticado, pois o acaso não é uma alternativa razoável à construção de um mapa de UCT e o índice não oferece informação que resulte numa conclusão diferente da obtida pela exactidão geral (Pontius e Millones, 2011). Assim, há uma indicação forte para que a comunidade de sensoriamento remoto deixe de usar este índice (Olofsson *et al.*, 2014; Pontius e Millones, 2011; Strahler *et al.*, 2006).

Uma questão que surge com frequência na literatura sobre sensoriamento remoto é o nível aceitável de exactidão (Wulder *et al.*, 2006). O padrão adoptado na maioria dos estudos de sensoriamento remoto é de que a exactidão geral deve ser igual ou superior a 85%. Este valor provém de um trabalho de Anderson *et al.* (1976) e é frequentemente citado como o alvo a alcançar (Dewan e Yamaguchi, 2009; Foody, 2002; Shalaby e Tateishi, 2007). No entanto, a fixação por este valor tem sido criticada, pois ele é apresentado sem necessidade de justificação, simplesmente pela tradição histórica associada (Foody, 2008). Adicionalmente, este alvo apresentado por Anderson *et al.* (1976) surgiu no contexto específico do estudo que estes autores estavam a realizar, nomeadamente mapear um número reduzido de classes, utilizando dados multiespectrais de alta resolução, com uma unidade de mapeamento relativamente grande (Foody, 2008). Por exemplo, Laba *et al.* (2002) questionaram a validade deste alvo para projectos de mapeamento à escala regional, indicando que as exactidões destes situam-se à volta dos 50-70% e não têm mostrado tendência de aumentar nos últimos anos.

### 3 Metodologia

#### 3.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado no distrito de Gurué, situado no norte da província da Zambézia (Figura 3.1). Este distrito tem um clima tropical húmido, com uma precipitação anual entre os 1000 a 2000 mm e uma temperatura média anual de cerca de 22°C (MAE, 2005). De acordo com o modelo de precipitação WorldClim (WorldClim, 2015), o gradiente de precipitação do distrito está orientado na direcção norte-sul, com o norte do distrito a ter precipitação mais baixa (perto dos 1000 mm por ano) e a região central ao redor de Gurué-sede a ter os maiores níveis de precipitação (perto dos 2000 mm por ano) (Figura 3.2). O distrito possui um relevo acidentado, composto por planaltos de 400 a 1000 m de altitude e montanhas que atingem os 2000 m. Os principais tipos de solos que se encontram neste distrito têm um risco moderado de erosão e apresentam uma fertilidade natural baixa (MAE, 2005). O Monte Namúli está situado a nordeste de Gurué-Sede, na zona central do distrito. O maciço do Monte Namúli é composto pelo planalto de Namúli, com uma altitude de 1200 m e várias montanhas (Timberlake *et al.*, 2009).

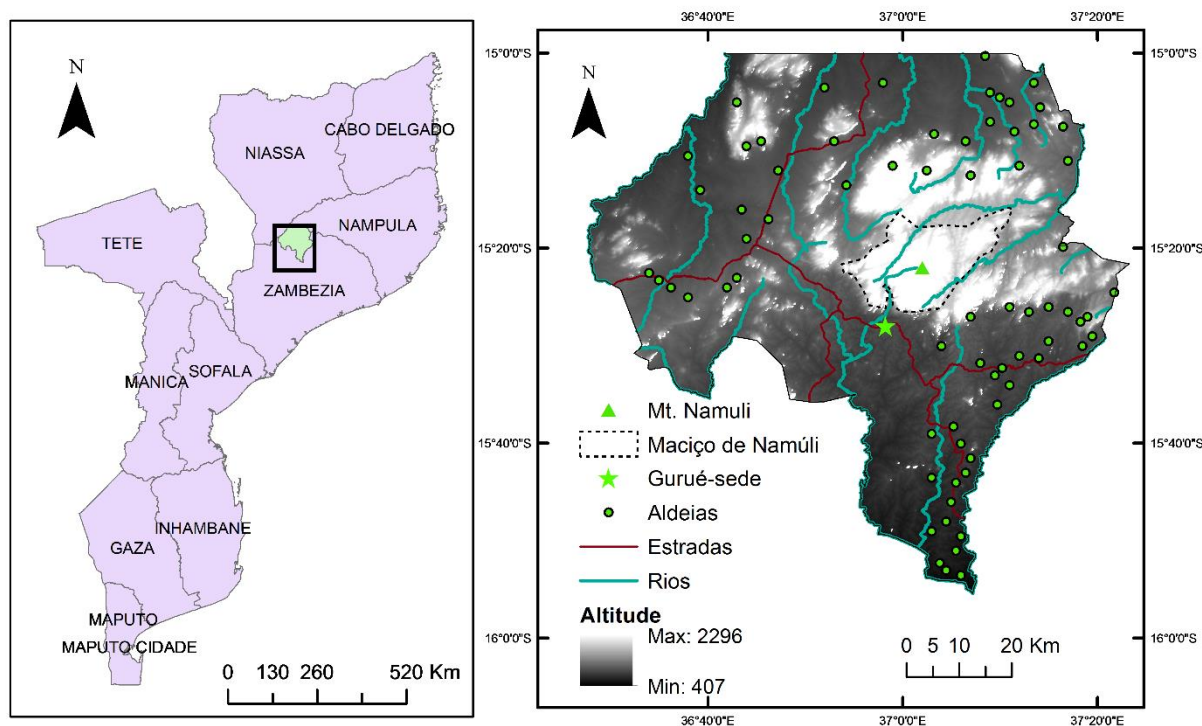


Figura 3.1: Localização do distrito de Gurué na província da Zambézia e pontos de interesse do distrito.

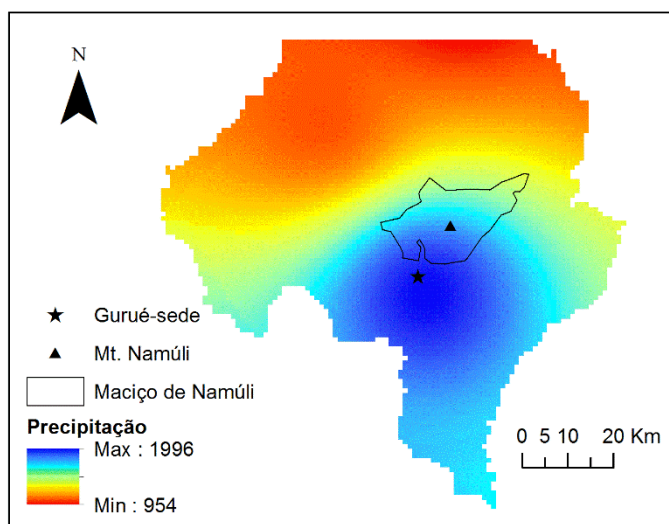


Figura 3.2: Mapa de precipitação do distrito de Gurué (dados de WorldClim (2015)).

Gurué tem uma população estimada em 363.959 habitantes, correspondente a uma densidade populacional de 64,3 habitantes/km<sup>2</sup> (INE, 2012). De acordo com o censo do INE (2012) as habitações do distrito são maioritariamente de bloco de adobe com cobertura de capim, porém quase um terço das habitações têm parede de tijolo. Os bens duráveis mais comuns são rádios (57% dos agregados familiares) e bicicletas (61% dos agregados familiares). Mais de 85% dos agregados familiares obtém água a partir de fontes naturais ou de poços sem bomba e mais de dois terços não têm latrinas. Mais de metade dos agregados familiares usam a lenha como principal fonte de energia na habitação e cerca de um quarto usam candeeiros de parafina.

De acordo com o Governo do Distrito de Gurué (2015) a área cultivada em 2015 foi de 147.759 ha, dos quais apenas 10.080 ha são explorações do sector privado, sendo os restantes 137.679 ha explorações do sector familiar. As culturas alimentares ocupam a maioria da área cultivada pelo sector familiar (124.737 ha), sendo maioritariamente milho, mandioca e a mapira. A principal cultura de rendimento para o sector familiar é a soja, com 87% da área ocupada pelas culturas de rendimento. No sector privado, as duas maiores culturas de rendimento são o chá e a soja.

De acordo com o último inventário florestal nacional (Marzoli, 2007) o distrito em 2004 era composto por 42,2% de floresta, seguido por área agrícolas (29%), mosaicos de agricultura com floresta (19,7%), áreas arbustivas (8,2%) e 0,9% de matagal. De acordo com esta classificação, a área de floresta encontra-se principalmente na zona montanhosa central, a oeste

e norte do distrito (Figura 3.3). Os campos cultivados e mosaicos de agricultura estão na zona central e sul, enquanto que as áreas arbustivas ocupam a zona ocidental do distrito.



Figura 3.3: Mapa de uso e cobertura de terra do distrito de Gurué (adaptado de Marzoli (2007)).

### 3.2 Aquisição de dados

A classificação do UCT foi feita usando imagens dos sensores Landsat (obtidas em <http://glovis.usgs.gov/>). O distrito de Gurué ocupa duas cenas do sensor Landsat, uma pequena área a norte, na cena 166/70, e o resto do distrito na cena 166/71. Para a classificação do UCT, é necessário que ambas as cenas sejam obtidas na mesma data, de forma que as variações fenológicas não causem diferenças entre as diferentes cenas (Coppin *et al.*, 2004). Devido à elevada nebulosidade do distrito, não foi possível encontrar cenas adjacentes na mesma data, no período desejado. Assim, decidiu-se usar apenas a cena 166/71, excluindo uma pequena porção do norte do distrito com 392,96 km<sup>2</sup>, ou 6,9% da área total do distrito. O mês de Abril foi escolhido, pois corresponde ao final da época chuvosa e as queimadas ainda não começaram nessa altura. As cenas de anos diferentes cobrem áreas ligeiramente diferentes, pelo que a área de estudo foi definida pela intersecção entre todas as imagens cobrindo o distrito de Gurué. Foram obtidas imagens de 2000 (28 de Abril, Landsat 7 ETM+), 2005 (17 de Abril, Landsat 5

---

TM) e 2015 (29 de Abril, Landsat 8 OLI). Inicialmente pretendia-se obter uma imagem de 2010, mas não foi possível obter imagens de qualidade entre 2008 e 2012.

Os dados de campo utilizados para a validação do mapa de classificação de 2015 foram recolhidos em 2015 e 2016, utilizando GPS da marca Garmin nomeadamente *etrex 10* e *etrex 30*. Foram recolhidos pontos referentes a classes de floresta, zonas arbustivas, campos agrícolas, plantações florestais e zonas de solo exposto ou urbanas.

Foram usados dois produtos do sensor MODIS para a caracterização das queimadas: focos activos (MCD14ML, disponível em <https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/>) e área queimada (MCD45A1, disponível em [https://lpdaac.usgs.gov/data\\_access/data\\_pool](https://lpdaac.usgs.gov/data_access/data_pool)). A análise cobriu o período de 1 de Janeiro de 2001 a 31 de Dezembro de 2015. Para os focos activos, aqueles com um nível de confiança inferior a 80% foram excluídos da análise, para evitar a inclusão de falsos alarmes (Giglio, 2013).

Os dados de precipitação foram obtidos do modelo WorldClim (Hijmans *et al.*, 2005) que oferece dados de precipitação mensal à escala de aproximadamente 1 km<sup>2</sup>, com base na interpolação de dados de estações meteorológicas, dados de elevação da Missão Topográfica Radar Shuttle (SRTM – *Shuttle Radar Topographic Mission*) e o software ANUSPLIN. Não foi possível obter dados da estação meteorológica do Gurué, pois esta deixou de funcionar em 2008 e mesmo antes dessa data apresentava lacuna de dados.

A sequência do trabalho é apresentada na Figura 3.4 e a informação resumida sobre os dados na Tabela 3.1.

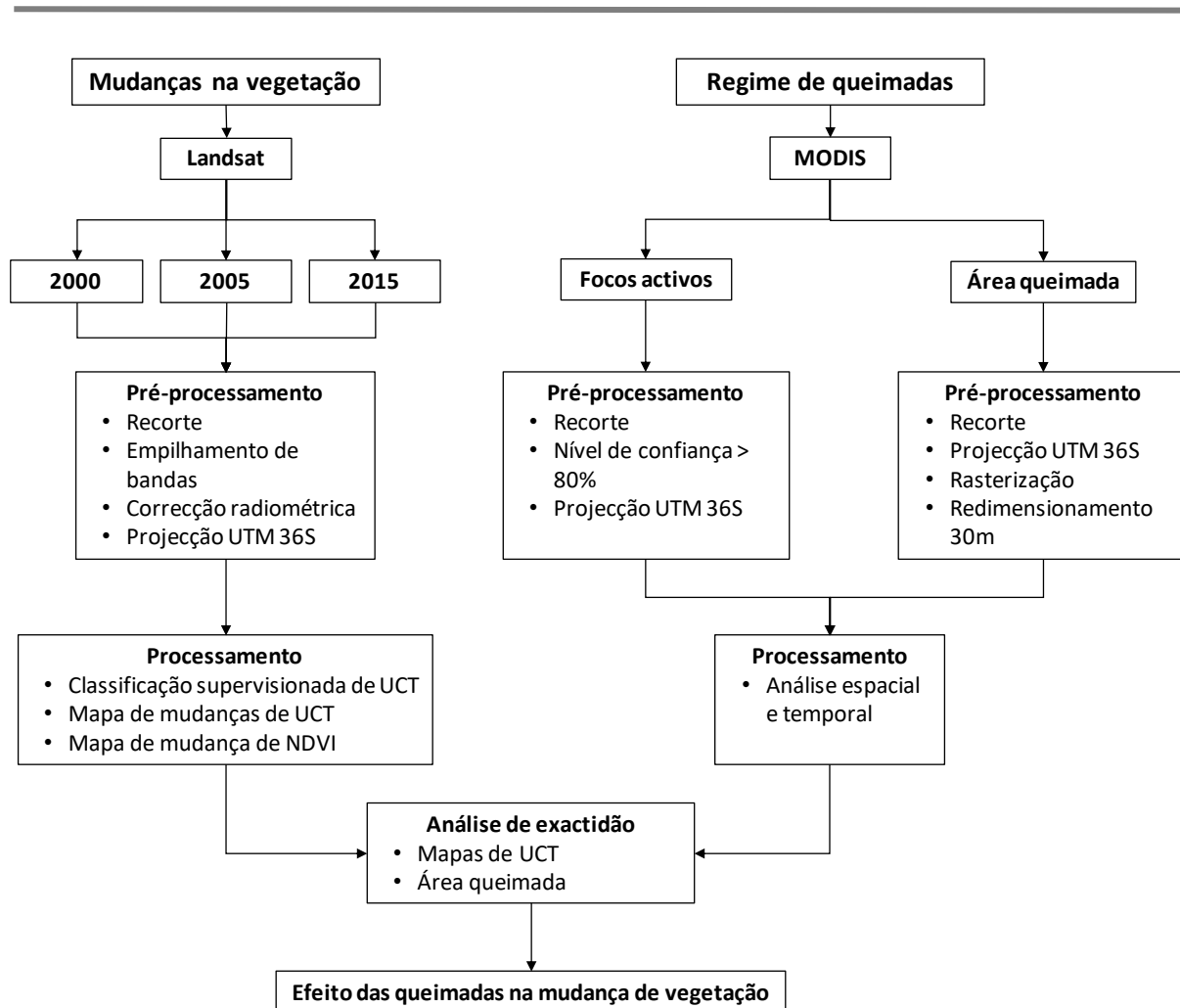


Figura 3.4: Sequência do trabalho.

Tabela 3.1: Resumo dos dados que foram usados neste estudo.

Dados	Função	Resolução	Fonte
Focos activos	Densidade e intensidade de queimadas, variação temporal.	1000 m	MCD14ML <a href="https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/">https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/</a>
Área queimada	Área total queimada, intervalo de retorno, frequência de queimadas, variação temporal.	500 m	MCD45A1 <a href="https://lpdaac.usgs.gov/data_access/data_pool">https://lpdaac.usgs.gov/data_access/data_pool</a>
Imagens de Landsat	Classificação de UCT, cálculo de NDVI.	30 m	Landsat 5 TM, Landsat 7 ETM+ e Landsat 8 OLI - <a href="http://glovis.usgs.gov/">http://glovis.usgs.gov/</a>
Altitude	Área de estudo.	30 m	SRTM <a href="http://earthexplorer.usgs.gov/">http://earthexplorer.usgs.gov/</a>
Precipitação	Análise do regime de queimadas.	1000 m	WorldClim <a href="http://worldclim.org/">http://worldclim.org/</a>
Pontos de campo	Treinamento e validação do mapa de UCT 2015	NA	GPS no terreno



---

### 3.3 Processamento de imagens

Todo o processamento e pré-processamento dos dados foi feito usando o software *ERDAS Imagine 2014*, *ArcMap 10*, e *QGIS 2.16.1*. Todos os dados foram projectados para o sistema de coordenadas UTM (WGS datum 84, UTM Zone 36S).

Todas as imagens de Landsat foram adquiridas ao nível do produto L1T, que é disponibilizado gratuitamente no site: <http://glovis.usgs.gov/>. Este produto contém imagens corrigidas geometricamente e radiometricamente. A correcção geométrica usa pontos de controle de campo e modelos de elevação digitais, eliminando as distorções relativas ao sensor, ao satélite e à Terra. A correcção radiométrica inclui a remoção de diferenças relativas ao nível do sensor, entre outras correcções (NASA, 2015).

O polígono do maciço de Namúli foi construído manualmente, utilizando as linhas de contorno (acima de 1200 m) obtidas do modelo digital de elevação SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission* - Missão Topográfica Radar Shuttle).

#### 3.3.1 Conversão de números digitais para reflectância

O primeiro passo para a classificação de UCT foi a conversão dos Números Digitais (ND) para reflectância no topo da atmosfera. Esta conversão é essencial para que imagens de diferentes sensores estejam numa escala radiométrica semelhante (Chander e Markham, 2003). A conversão dos ND para reflectância foi feita utilizando as metodologias descritas em Chander e Markham (2003), NASA (2000) e NASA (2015) para as imagens dos sensores TM, ETM+ e OLI, respectivamente. A conversão foi feita utilizando a ferramenta *Spatial Model Editor* do software *ERDAS Imagine 2014*, que permite executar diversas operações matemáticas sobre imagens *raster*. Para os sensores TM e ETM+, os ND precisam primeiro de ser convertidos para radiação espectral (Equação 1), sendo esta depois convertida para reflectância no topo da atmosfera (Equação 2). Para o sensor OLI, os ND podem ser convertidos directamente para reflectância no topo da atmosfera (Equação 3). Os valores das constantes estão descritos na Tabela 3.2.

---

Conversão de ND para radiação espectral para os sensores TM e ETM+:

$$L_{\lambda} = \left( \frac{LMAX_{\lambda} - LMIN_{\lambda}}{Q_{cal\ max}} \right) Q_{cal} + LMIN_{\lambda} \quad (\text{Equação 1})$$

onde:

$L_{\lambda}$  radiação espectral à saída do sensor em  $W/(m^2 \cdot sr \cdot \mu m)$ ;

$Q_{cal}$  valor calibrado e quantificado do pixel em NDs;

$Q_{calmin}$  valor mínimo calibrado e quantificado do pixel (ND = 0) correspondente a  $LMIN_{\lambda}$ ;

$Q_{calmax}$  valor máximo calibrado e quantificado do pixel (ND = 255) correspondente a  $LMAX_{\lambda}$ ;

$LMIN_{\lambda}$  radiação espectral dimensionada para  $Q_{calmin}$  em  $W/(m^2 \cdot sr \cdot \mu m)$ ;

$LMAX_{\lambda}$  radiação espectral dimensionada para  $Q_{calmax}$  em  $W/(m^2 \cdot sr \cdot \mu m)$ ;

Conversão de radiação espectral para reflectância no topo da atmosfera para os sensores TM e ETM+:

$$\rho P = \frac{\pi \cdot L_{\lambda} \cdot d^2}{ESUN_{\lambda} \cdot \cos \theta_s} \quad (\text{Equação 2})$$

onde:

$\rho P$  reflectância planetária (sem unidade);

$L_{\lambda}$  radiação espectral à saída do sensor em  $W/(m^2 \cdot sr \cdot \mu m)$ ;

$d$  distância terra-sol em unidades astronómicas;

$ESUN_{\lambda}$  irradiação exoatmosférica solar média;

$\theta_s$  ângulo do zénite solar em graus

Conversão de ND para reflectância no topo da atmosfera para o sensor OLI:

$$\rho_{\lambda} = \frac{M_p \times Q_{cal} + A_p}{\sin \theta} \quad (\text{Equação 3})$$

onde:

$\rho_{\lambda}$  reflectância espectral planetária no topo da atmosfera (sem unidades)

$M_p$  factor multiplicativo de escala para a banda

$A_p$  factor aditivo de escala para a banda

$Q_{cal}$  valor de ND do pixel

$\theta$  ângulo de elevação solar

---

Tabela 3.2: Constantes das diferentes bandas dos sensores TM e ETM+, utilizadas na conversão de números digitais para reflectância (Chander e Markham, 2003; NASA, 2000).

Bandas	TM			ETM+				
	LMIN <sub>λ</sub>	LMAX <sub>λ</sub>	ESUN <sub>λ</sub>	Baixo Ganho		Alto Ganho		
				LMIN <sub>λ</sub>	LMAX <sub>λ</sub>	LMIN <sub>λ</sub>	LMAX <sub>λ</sub>	ESUN <sub>λ</sub>
1	-1.52	193.0	1957	-6.2	293.7	-6.2	191.6	1997
2	-2.84	365.0	1826	-6.4	300.9	-6.4	196.5	1812
3	-1.17	264.0	1554	-5.0	234.4	-5.0	152.9	1533
4	-1.51	221.0	1036	-5.1	241.1	-5.1	157.4	1039
5	-0.37	30.2	215.0	-1.0	47.57	-1.0	31.06	230.8
7	-0.15	16.5	80.67	-0.35	16.54	-0.35	10.80	84.90

### 3.3.2 Classificação supervisionada

A vegetação foi classificada usando uma classificação supervisionada, com o algoritmo de máxima verosimilhança. Este é o método de classificação mais usado (Erbek *et al.*, 2004) e consiste na atribuição de uma classe a um pixel para o qual a distância ponderada seja a mais baixa (Lillesand *et al.*, 2014). Para as classes de UCT, foi adaptado o esquema de classificação do Centro Nacional de Cartografia e Teledetecção (CENACARTA), que define as classes de solo exposto, agricultura, zonas húmidas, pradarias, matagal, floresta aberta e floresta fechada. Para o presente estudo, as classes de floresta aberta e fechada foram agrupadas, devido à dificuldade de separar as duas classes em Moçambique (Sedano *et al.*, 2005). A cobertura florestal é uma variável contínua (0-100%), e a separação em duas classes distintas cria alguma ambiguidade no ponto de separação. As classes de pradarias, vegetação arbustiva e matagal também foram agrupadas, numa classe geral chamada de zonas arbustivas. Foram escolhidas as seguintes classes temáticas de UCT: floresta, áreas arbustivas, agricultura, solo exposto, plantações florestais, rocha e corpos de água. As descrições destas classes são apresentadas na Tabela 3.3 e alguns exemplos visuais na Figura 3.5.

Tabela 3.3: Descrição das diferentes classes de uso e cobertura de terra utilizadas neste estudo.

Classe	Descrição
Plantações florestais	Plantações de eucalipto, prevalentes na região central e oriental do distrito.
Floresta	Todas as zonas com árvores de altura acima de 3 m, com uma cobertura de copa acima de 30%.
Zonas arbustivas	Zonas com cobertura florestal abaixo de 30%, campos agrícolas abandonados e pradarias (mais prevalentes nas zonas montanhosas).
Agricultura	Campos agrícolas em uso, com plantas já germinadas, quer sejam explorações de pequena ou grande escala.
Solo exposto	Inclui qualquer área de solo exposto e infra-estruturas em zonas urbanas, como estradas alcatroadas e casas.
Rocha	Formações rochosas, principalmente nas zonas montanhosas do distrito.
Corpos de água	Rios e pequenas lagoas artificiais.



Figura 3.5: Exemplos das diferentes classes de uso e cobertura de terra usadas neste estudo. (A) Floresta, (B) Agricultura, (C) Rocha, (D) Corpo de água, e (E) paisagem típica de mosaico do Gurué, com campos agrícolas, campos em pousio (zonas arbustivas) e florestas na encosta das montanhas.

Para a imagem de 2015 foram usados dados de campo, recolhidos com recurso a GPS, identificando a classe de UCT presente. Também foram usadas diferentes combinações espectrais, bem como imagens do *Google Earth*, para identificar classes sem dados de campo

(corpos de água e rocha), e para suplementar os dados de campo. Para a imagem de 2005 foram usadas apenas diferentes combinações espectrais e imagens do *Google Earth*. No caso da imagem de 2000, devido à inexistência de imagens do *Google Earth* nesse período, foram usadas apenas diferentes combinações espectrais para identificar amostras das diferentes classes, tendo como base a experiência adquirida no processamento para as duas imagens anteriores. Com base nestes métodos, foram criados polígonos no *Google Earth*, que encobrissem a classe em questão. Os polígonos criados tinham dimensões superiores a 30x30 m, de forma a incluírem mais do que um pixel à resolução das imagens de Landsat. Para a imagem de 2015, foram utilizados 70% dos pontos para o treinamento, com os restantes 30% a serem usados para a validação. De acordo com Congalton (1991), um mínimo de 50 amostras devem ser utilizadas para cada categoria de cobertura de terra, para obter um alto nível de precisão. Este número pode variar, dependendo da variabilidade da classe, importância específica para o estudo e área coberta. Os totais de pixels usados para o treinamento estão descritos na Tabela 3.4, sendo que cada polígono de treinamento continha múltiplos pixels.

Tabela 3.4: Número de pixels por classe usados para o treinamento da classificação supervisionada das três imagens.

Classe	2000	2005	2015
Plantações florestais	658	1263	347
Floresta	1569	2897	3168
Zonas arbustivas	494	534	612
Agricultura	323	501	1317
Solo exposto	755	723	601
Rocha	907	583	819
Corpos de água	51	82	101
Total	4757	6583	6965

### 3.3.3 Mudanças de UCT

Para a análise das mudanças temáticas foi usada uma comparação de pós-classificação para a interpretação das imagens de satélite. Esta abordagem mostra a dimensão e a direcção da mudança de um período para o outro (Lillesand *et al.*, 2014). Este método foi aplicado sobre os pares de imagens 2000-2005, 2005-2015 e 2000-2015, utilizando o software *ArcView 3.2a*, com a extensão *Image Analysis*. Esta extensão produz um mapa de mudança temático, a partir de dois mapas de classificação, que contém todas as mudanças ocorridas entre os dois períodos.

---

Para a visualização das mudanças de UCT, com ênfase nas perdas e ganhos de floresta, foram preparados mapas com categorias agrupadas de classes de UCT. As classes consideradas foram: *Perda de Floresta*, *Ganho de Floresta*, *Outras Mudanças* e *Nenhuma Mudança*. Assim, foi considerada *Perda de Floresta* todas as mudanças da classe “Floresta” e “Plantações florestais” para outra classe, e foi considerado *Ganho de Floresta* todas as mudanças no sentido inverso. A classe de *Nenhuma Mudança* contém todos os casos em que não houve mudança na classe de um período para o outro. A classe de *Outras Mudanças* inclui as mudanças envolvendo as classes de “Zonas arbustivas”, “Agricultura”, “Solo exposto”, “Rocha” e “Água”. O desmatamento foi considerado como as perdas líquidas, ou seja, as perdas de floresta subtraídas dos ganhos de floresta.

### 3.3.4 Índice de Vegetação por Diferença Normalizada

O NDVI é dado pela diferença entre as bandas do infravermelho próximo e vermelho, dividido pela soma dessas duas bandas (Rouse Jr *et al.*, 1974):

$$NDVI = \frac{NIR - R}{NIR + R} \quad (\text{Equação 4})$$

Onde: NIR e R é a reflectância das bandas do infravermelho próximo e vermelho, respectivamente.

Devido ao facto de a classificação de UCT não ter incluído a distinção entre florestas densas e abertas, decidiu-se usar o NDVI como uma aproximação da biomassa vegetal. Foram produzidos dois mapas de NDVI da área de estudo, utilizando as mesmas imagens utilizadas para a classificação de UCT em 2000 e 2015, e depois foi calculada a diferença entre as duas imagens ( $\Delta NDVI_{2015-2000}$ ). Neste caso, os números positivos indicam que o NDVI aumentou de 2000 para 2015, e números negativos indicam o oposto. As mudanças foram divididas em 5 classes:  $<-0,20$ ;  $[-0,20 \text{ a } -0,05[$ ;  $[-0,05 \text{ a } 0,05[$ ;  $[0,05 \text{ a } 0,20]$  e  $>0,20$ .

Depois de se ter obtido o  $\Delta NDVI_{2015-2000}$ , verificou-se que as nuvens existentes nas imagens resultaram em pixels com valores positivos elevados. Assim, decidiu-se retirar os pixels que correspondiam a nuvens ou sombras de nuvens da análise, tendo sido aplicado um algoritmo de detecção de nuvens e sombras de nuvens, chamado FMASK, desenvolvido por Zhu *et al.* (2015). Este algoritmo utiliza as bandas 1 a 7 do sensor ETM+ e produz uma imagem com máscaras que correspondem a nuvens e sombras de nuvens. A imagem produzida por este

---

algoritmo está no formato *.hdr*, pelo que se converteu para o formato GRID, utilizando a ferramenta GDAL (<http://www.gdal.org/>), disponível no *QGIS 2.16.1*.

### 3.3.5 Análise espacial e temporal das queimadas

A análise temporal das queimadas consistiu na análise das tendências intra e inter-anuais e foi feita no pacote estatístico R 3.3.1. Foram construídos histogramas da distribuição mensal dos focos de queimadas de 2001 a 2015 e histogramas da distribuição anual dos focos e das áreas queimadas de 2001 a 2015.

Testou-se a correlação entre o ano e as variáveis: focos activos, poder radiativo do fogo e área total queimada, usando o coeficiente de correlação não-paramétrico tau de Mann-Kendall (Kendall, 1955). Este coeficiente avalia o grau de semelhança entre dois conjuntos, sendo igual a 1 quando as observações dos dois conjuntos são idênticas e -1 quando são completamente diferentes.

O Intervalo Médio de Retorno (IMR) de queimadas é o número médio de anos entre duas queimadas (Ribeiro, 2007):

$$IMR = T \times \frac{A}{a} \quad (\text{Equação 5})$$

Onde:  $T$  = o intervalo de tempo em análise (anos),  $A$  = área total analisada ( $\text{km}^2$ ) e  $a$  = área queimada ( $\text{km}^2$ ).

A frequência de queimadas é simplesmente o inverso do IMR, e indica quantas vezes é que uma área queimou num determinado período ( $T$ ) (Ribeiro, 2007):

$$\text{Frequência} = \frac{1}{IMR} \quad (\text{Equação 6})$$

A área total queimada por ano foi calculada utilizando a metodologia apresentada em Ribeiro (2007). Primeiro foram criados *rasters* correspondendo a toda a área queimada por ano no distrito de Gurué. De seguida, utilizando a função *raster calculator* do *Arcmap 10*, foi criado um *raster* com a frequência de queimadas por pixel, adicionando todos os *rasters* de área queimada anualmente. Isto resultou num *raster* em que cada pixel continha informação sobre o número de vezes que o mesmo havia queimado no período de 2001 a 2015.

---

Também foi determinada a área queimada por queimadas grandes, conforme definidas por (Ribeiro, 2007) para o miombo na Reserva Nacional do Niassa. Esse estudo detectou que as queimadas estavam divididas em dois grupos: queimadas pequenas (1,7 a 6 km<sup>2</sup>) e queimadas grandes (> 6 km<sup>2</sup>), e essa subdivisão foi utilizada neste estudo.

A densidade de queimadas é o número de queimadas numa área (Ahrends *et al.*, 2010) e é dada pela fórmula:

$$\text{Densidade} = \frac{\text{N}^{\circ} \text{ de pixeis de queimadas}}{\text{Área}} \quad (\text{Equação 7})$$

Para calcular a densidade de queimadas, foi construído um mapa de densidade com a função *kernel density* do *Arcmap 10*, com uma resolução espacial de 1 km<sup>2</sup>, utilizando os dados de focos activos de queimadas.

O Poder Radiativo do Fogo foi usado para categorizar a intensidade das queimadas. A seguinte escala, proposta por Ichoku *et al.* (2008), foi usada: categoria 1 (< 100 MW), categoria 2 (100 a < 500 MW), categoria 3 (500 a < 1000 MW), categoria 4 (1000 a < 1500 MW) e categoria 5 (> 1500 MW).

A relação entre a intensidade e a frequência de queimadas (derivada da área queimada) foi estudada através de gráficos de dispersão e do cálculo do índice de correlação ao nível de significância de 5%. Para obter os dados, foi utilizada a função *Extract values to points* do *Arcmap 10*. Esta função extrai os valores do *raster* a que se sobrepõem os pontos de interesse, adicionando esta informação à tabela de atributos do *shapefile* dos pontos.

### 3.3.6 Interação entre UCT e queimadas

Uma das formas de analisar a interação entre UCT e queimadas é a proporção de queimadas que ocorrem nas diferentes classes de UCT (Langner *et al.*, 2009; San-Miguel-Ayanz *et al.*, 2012). Para esse efeito, a distribuição das queimadas pelas diferentes classes de UCT foi calculada através do total de focos de queimadas ocorridos nesse ano. Assim, foi possível calcular o número de pixéis afectados por cada classe de UCT, em cada uma das imagens classificadas. De seguida, relacionou-se a área coberta por cada classe de UCT por ano, com o número de queimadas ocorridas nessa classe, nesse ano. Produziu-se um gráfico de dispersão, em que se calculou a correlação entre estas duas variáveis. Se um ponto se situar acima da linha



---

de tendência, isso significa que as queimadas ocorrem mais frequentemente do que seria de esperar pela área total coberta por essa classe. Uma relação linear entre a proporção de queimadas e a proporção de área coberta por classe significa que a ocorrência de queimadas é uma função apenas da extensão de uma determinada classe, sendo dessa forma independente do tipo de UCT.

Outra forma de analisar a interação entre UCT e queimadas é através da relação entre as mudanças de UCT e as queimadas ocorridas nesse período (San-Miguel-Ayanz *et al.*, 2012). Para se alcançar isto, foi estudada a relação entre o ganho e perda de florestas e a frequência de queimadas. Primeiro foi feita a tabulação entre o mapa de mudança de cobertura florestal e o mapa de frequência de queimadas. De seguida, foi calculado o rácio entre a perda e o ganho de floresta. Se as queimadas forem uma causa de perda de floresta, então espera-se que o rácio aumente à medida que a frequência de queimadas aumenta, resultando num gradiente de positivo da equação de correlação.

### **3.3.7 Relação entre o NDVI e as queimadas**

Para a análise da relação entre as queimadas e a mudança de NDVI, primeiro transformou-se a imagem de  $\Delta\text{NDVI}_{2015-2000}$  em pontos, com um ponto por cada célula da imagem. De seguida, utilizando a extensão *Geospatial Modelling Environment* (Beyer, 2012) do *Arcmap 10*, fez-se a intersecção dos pontos de  $\Delta\text{NDVI}_{2015-2000}$  com a imagem da frequência de queimadas, obtendo-se a frequência de queimadas para cada ponto. Finalmente, fez-se uma análise de correlação utilizando um modelo de regressão linear, com o nível de significância de 5%, com  $\Delta\text{NDVI}_{2015-2000}$  em função da frequência de queimadas.

## **3.4 Análise de exactidão**

### **3.4.1 Classificação temática**

A análise de exactidão da classificação temática foi realizada utilizando o *ERDAS Imagine 2014*, e consistiu em metodologias diferentes para a imagem de 2015 e para as imagens de 2000 e 2005. Para a imagem de 2015, foram importados 30% dos polígonos criados no *Google Earth*. Para as imagens de 2000 e 2005, foram criados pontos aleatórios, com uma amostragem estratificada pelas classes temáticas, assegurando um mínimo de 10 amostras por classe. Os totais de pixéis usados para a validação estão descritos na Tabela 3.5. De seguida, cada ponto

---

foi verificado e fez-se a atribuição da classe temática de acordo com a reflectância e por observação directa de imagens do *Google Earth*. Após a classificação, foi aplicado um filtro de maioria, utilizando a função *Sieve* do *QGIS 2.16.2*. Este filtro é usado para retirar o efeito de “sal e pimenta” típico das classificações temáticas e ajuda na visualização das classes (Lillesand *et al.*, 2014).

Tabela 3.5: Número de pixéis por classe, utilizados para a avaliação da exactidão da classificação.

Classe	2000	2005	2015
Plantações florestais	10	11	19
Floresta	58	36	86
Zonas arbustivas	36	49	56
Agricultura	77	48	131
Solo exposto	31	26	83
Rocha	10	14	31
Corpos de água	10	10	10
Total	232	194	416

### 3.4.2 Área queimada

Para a análise da exactidão do produto de área queimada foram usadas imagens do *Google Earth*, referentes a 3 de Setembro de 2015. Foram identificados 250 polígonos de áreas queimadas e 276 de áreas não queimadas. Estes polígonos foram rasterizados com uma resolução espacial de 10m e convertidos em formato ASCII, para utilização no programa *Map Comparison Kit 3.2.1* (Visser e De Nijs, 2006). A estatística usada foi a exactidão geral e as exactidões do utilizador e produtor.

## 4 Resultados e Discussão

### 4.1 Classificação de uso e cobertura de terra

A classificação de UCT mostra que as florestas do distrito são mais prevalentes nas encostas das montanhas, principalmente na zona central, mas também noutras formações montanhosas que ocorrem na zona ocidental do distrito (Figura 4.1). As áreas agrícolas encontram-se concentradas na região ocidental e central-sul do distrito. A área ocupada por cada classe de UCT nas três imagens classificadas está apresentada na Tabela 4.1.

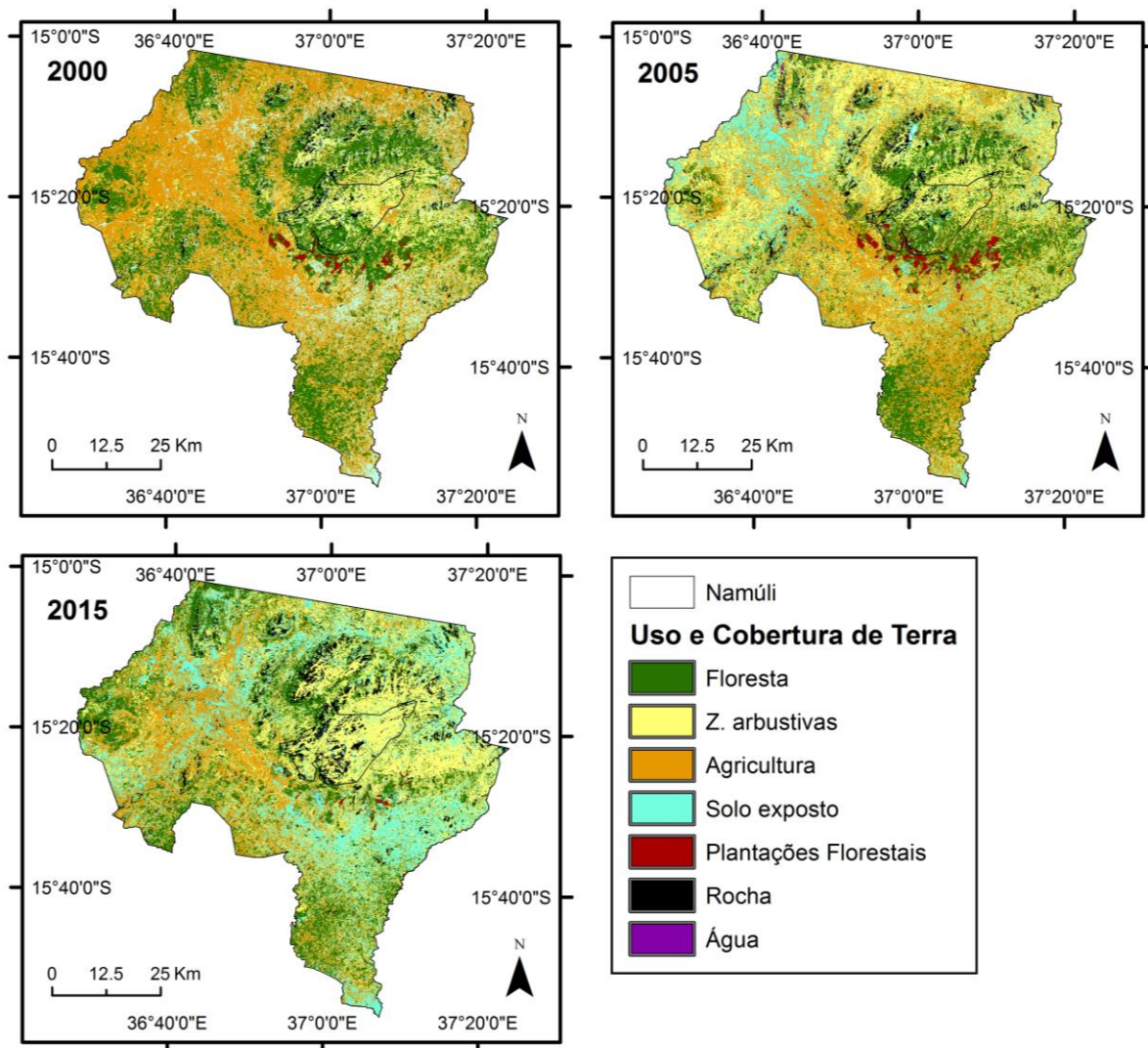


Figura 4.1: Mapas de classificação de uso e cobertura de terra para 2000, 2005 e 2015. Maciço de Namúli delimitado na zona central do distrito.

Tabela 4.1: Estatísticas de uso e cobertura de terra para 2000, 2005 e 2015.

Classe	Área coberta (km <sup>2</sup> )			Mudança líquida anual entre 2000 e 2015
	2000	2005	2015	
<b>Plantações florestais</b>	38,6	89,8	11,2	-4,7%
<b>Floresta</b>	1469,6	1033,0	1049,0	-1,9%
<b>Zonas arbustivas</b>	906,2	1582,1	1550,2	4,7%
<b>Agricultura</b>	1947,7	1537,2	1076,9	-3,0%
<b>Solo exposto</b>	770,4	797,3	1218,7	3,9%
<b>Rocha</b>	138,0	184,4	358,3	10,6%
<b>Corpos de água</b>	0,7	47,3	7,0	62,0%

---

#### 4.1.1 Análise de exactidão dos mapas de uso e cobertura de terra

A exactidão geral dos mapas de UCT foi de 80,3%, 79% e 77,6%, para 2000, 2005 e 2015, respectivamente (Tabela 4.2). As matrizes de erro para os três mapas estão apresentadas nas Tabelas 4.3, 4.4 e 4.5. As classes que tiveram a melhor exactidão foram as plantações florestais e solo exposto, enquanto que a classe de zonas arbustivas teve a pior exactidão. A exactidão obtida neste estudo foi superior à de um estudo semelhante feito na Reserva Nacional do Niassa, em que a exactidão geral foi de 72%, utilizando imagens de Landsat 7, utilizando o algoritmo de máxima verosimilhança, melhorado com regras de decisão e algoritmos de segmentação (Ribeiro *et al.*, 2008b). No mesmo estudo, a classificação utilizando apenas o algoritmo de máxima verosimilhança resultou numa exactidão geral de apenas 60%.

A classe de floresta teve uma exactidão do produtor que variou de 76,3% em 2005 a 86,6% em 2015 e a exactidão do utilizador variou de 80,6% em 2005 a 82,8% em 2000. Esta classe teve alguma confusão com as classes de zonas arbustivas e agricultura. As plantações florestais tiveram uma exactidão acima de 90% nas três classificações, tendo sido a classe com melhor desempenho. A classe de solo exposto teve uma exactidão do produtor acima de 90% para os três mapas, mas a exactidão do utilizador foi mais baixa em 2000 (77,4%) e 2015 (65,1%). Isto significa que pontos de referência da classe de solo foram bem classificados na sua maioria, mas houve problemas com pontos de referência de outras classes (agricultura e zonas arbustivas) a serem classificados como solo exposto. A confusão entre solo exposto e agricultura é explicável pela natureza alternante destas classes, pois as áreas agrícolas, especialmente em zonas com menos precipitação no distrito (norte e oeste), ficam sem vegetação durante a época seca. Para o caso da confusão entre solo exposto e zonas arbustivas, isto poderá ter sido devido à classificação como solo exposto, para casos de áreas arbustivas sem gramíneas.

A classe de rocha apresentou exactidões acima de 80% para os três mapas, com excepção da exactidão do produtor de 65% em 2005 e do utilizador de 74,2% em 2015. Em 2005 isto deveu-se à classificação de áreas rochosas como água. A razão deste erro está no facto de as faces ocidentais/sul das montanhas da imagem usada terem uma assinatura espectral anormal, devido ao sombreamento. Para o caso de 2015, a causa do erro foi a classificação como rocha de pixéis das classes de solo e agricultura. Para a classe de corpos de água em 2005, a baixa exactidão do utilizador ocorreu devido à classificação como água das classes de rocha (pelas razões

descritas acima) e floresta. Para o caso das florestas, isto deveu-se à pequena largura dos rios, em relação à resolução espacial de 30 m, resultando na classificação de pixéis em que se encontrava um corpo aquático pela vegetação circunvizinha.

Tabela 4.2: Resumo da exactidão geral e de produtor e utilizador por classe, dos mapas de classificação de UCT para 2000, 2005 e 2015.

Classe	2000		2005		2015	
	Produtor	Utilizador	Produtor	Utilizador	Produtor	Utilizador
Plantações florestais	100,0%	100,0%	100,0%	90,9%	90,5%	100,0%
Floresta	84,2%	82,8%	76,3%	80,6%	86,6%	82,6%
Zonas arbustivas	55,3%	58,3%	79,6%	71,4%	68,0%	60,7%
Agricultura	79,3%	84,4%	74,1%	83,3%	67,1%	87,0%
Solo exposto	100,0%	77,4%	92,9%	96,3%	91,5%	65,1%
Rocha	81,8%	90,0%	65,0%	92,9%	88,5%	74,2%
Água	100,0%	100,0%	100,0%	10,0%	100,0%	80,0%
Geral	80,3%		79,0%		77,6%	

Tabela 4.3: Matriz de erro para o mapa de classificação de 2000. (Pla: plantações florestais; Flo: florestas; Arb: zonas arbustivas; Agr: agricultura; Sol: solo exposto; Roc: rochas; Agu: corpos de água).

Dados de classificação	Dados de referência							Total
	Pla	Flo	Arb	Agr	Sol	Roc	Agu	
Pla	10	0	0	0	0	0	0	10
Flo	0	48	5	5	0	0	0	58
Arb	0	4	21	10	0	1	0	36
Agr	0	4	8	65	0	0	0	77
Sol	0	0	4	2	24	1	0	31
Roc	0	1	0	0	0	9	0	10
Agu	0	0	0	0	0	0	10	10
Total	10	57	38	82	24	11	10	232

Tabela 4.4: Matriz de erro para o mapa de classificação de 2005. (Pla: plantações florestais; Flo: florestas; Arb: zonas arbustivas; Agr: agricultura; Sol: solo exposto; Roc: rochas; Agu: corpos de água).

Dados de classificação	Dados de referência							Total
	Pla	Flo	Arb	Agr	Sol	Roc	Agu	
Pla	10	1	0	0	0	0	0	11
Flo	0	29	2	5	0	0	0	36
Arb	0	5	35	9	0	0	0	49
Agr	0	0	7	40	1	0	0	48
Sol	0	0	0	0	26	0	0	26
Roc	0	0	0	0	1	13	0	14
Agu	0	3	0	0	0	6	1	10
Total	10	38	44	54	28	20	1	195

Tabela 4.5: Matriz de erro para o mapa de classificação de 2015. (Pla: plantações florestais; Flo: florestas; Arb: zonas arbustivas; Agr: agricultura; Sol: solo exposto; Roc: rochas; Agu: corpos de água).

Dados de classificação	Dados de referência							Total
	Pla	Flo	Arb	Agr	Sol	Roc	Agu	
Pla	10	1	0	0	0	0	0	11
Flo	0	29	2	5	0	0	0	36
Arb	0	5	35	9	0	0	0	49
Agr	0	0	7	40	1	0	0	48
Sol	0	0	0	0	26	0	0	26
Roc	0	0	0	0	1	13	0	14
Agu	0	3	0	0	0	6	1	10
Total	10	38	44	54	28	20	1	195

A classe de zonas arbustivas foi a que teve a exactidão mais baixa, pois é a classe mais “transitiva”, que surge da degradação das florestas, bem como nas fases de pousio dos campos agrícolas. Em resultado disso, a distinção entre zona arbustiva e floresta e agricultura foram as fontes de erro mais prevalentes nos três mapas. As classes de agricultura e zona arbustiva têm assinaturas espectrais bastante semelhantes, bem como grande variação na quantidade de biomassa presente. As zonas arbustivas incluíram as áreas de floresta degradada, bem como as pradarias montanhosas, enquanto que as áreas agrícolas podem ter uma enorme variação de biomassa presente, dependendo do tipo de cultura, fase fenológica da cultura e disponibilidade de água. Numa classificação de UCT à escala de 1 km<sup>2</sup> no miombo moçambicano, Sedano *et al.* (2005) também concluíram que as zonas arbustivas têm a exactidão mais baixa devido ao facto de serem uma classe de transição entre floresta e agricultura.

---

A distinção entre campos agrícolas e a vegetação em que eles estão inseridos também é dificultada pela combinação do pequeno tamanho das explorações agrícolas (< 1 ha) e da resolução espacial das imagens de Landsat (0,09 ha). A paisagem de mosaico do distrito, com pequenas áreas agrícolas intercaladas com zonas de pousio, significa que há muitas destas fronteiras, aumentando a ocorrência de pixéis mal classificados.

A exactidão da classificação supervisionada pode ser melhorada através da utilização de dados auxiliares, tais como mapas de solos ou de urbanização, e utilizando a interpretação visual. Por exemplo, Shalaby e Tateishi (2007) conseguiram um aumento de 10% na exactidão geral de uma classificação supervisionada de UCT no Egipto, utilizando dados auxiliares e utilizando a interpretação visual. Para o caso deste estudo, devido à ausência de imagens de *Google Earth* para o período de 2000 a 2005, não foi possível usar este recurso para melhorar a exactidão da classificação. Dewan e Yamaguchi (2009) utilizaram mapas municipais, de elevação e de corpos de água para corrigir categorias de UCT mal classificadas, tendo conseguido melhorar a exactidão geral da sua classificação em 10-12%.

#### **4.1.2 Mudanças de uso e cobertura de terra**

No geral, houve uma alternância entre as classes de UCT, nos três períodos em estudo. Entre 2000 e 2005 apenas 2174,7 km<sup>2</sup> (41% da área total) é que não sofreram mudanças, enquanto entre 2005 e 2015 foram 2090,1 km<sup>2</sup> (40% da área total) (Tabelas 4.6 e 4.7). As conversões de solo exposto foram maioritariamente para zonas agrícolas e arbustivas, enquanto que no sentido inverso, as áreas que mais foram convertidas para solo exposto foram zonas agrícolas entre 2000 e 2005, e zonas agrícolas e arbustivas entre 2005 e 2015. As áreas agrícolas sofreram uma grande conversão para solo exposto e zonas arbustivas, mas também para floresta, nos dois períodos. Para o caso da mudança agricultura/zona arbustiva, isto pode ocorrer com alguma frequência devido a campos agrícolas deixados em pousio e vice-versa. Mas a conversão de solo exposto/agricultura deve ser vista com alguma cautela, pois o mais frequente é que seja o caso de uma área agrícola que não estava com vegetação numa imagem e estava com vegetação noutra imagem. No fundo, existe uma conversão da *cobertura* de terra, mas não do *uso* de terra, que permanece agrícola.

---

A área relativa da classe de agricultura reduziu ao longo do período de estudo, de 36,9% em 2000, para 29,2% em 2005 e 20,4% em 2015. Conforme foi explicado acima, a maioria destas conversões correspondem a solos agrícolas não plantados, classificados como solo exposto. Assim, apesar de a cobertura de terra ter mudado, o uso de terra manteve-se. Em sentido inverso, entre 2000 e 2005 houve um aumento das áreas arbustivas de 17,2% para 30%, e um aumento de solo exposto de 15,1% para 23,1% entre 2005 e 2015. As mudanças nas zonas agrícolas ocorrem maioritariamente no oeste e norte do distrito, entre 2000 e 2005 e na zona centro e sul, entre 2005 e 2015.

As plantações florestais aumentaram de 2000 para 2005 (0,7% para 1,7%), mas reduziram drasticamente em 2015 (0,2%). Esta redução ocorreu principalmente nas plantações a este de Gurué-sede, onde as plantações foram completamente removidas ou houve uma degradação da cobertura das mesmas, tendo resultado na classificação como floresta no mapa de 2015. A área de rocha também aumentou ao longo do período de estudo, de 2,6% em 2000 para 6,8% em 2015. Este aumento deve-se principalmente à confusão com a classe de solo exposto, mas também agricultura, zonas arbustivas e floresta. Finalmente, a classe de corpos de água registou uma grande variação relativa entre 2000 e 2015, mas a causa desta variação em 2005 foi causada pela confusão com a classe de rocha (explicada acima). Outra causa da variação de 2000 (0,7 km<sup>2</sup>) e 2015 (7,0 km<sup>2</sup>) deveu-se ao facto de muitos dos corpos de água estarem secos na imagem de 2000.

Entre 2000 e 2005 cerca de metade das áreas agrícolas (749 km<sup>2</sup>) foram convertidas, para solo exposto (271,9 km<sup>2</sup>), floresta (244,4 km<sup>2</sup>) e zonas arbustivas (220,1 km<sup>2</sup>), enquanto entre 2005 e 2015 a conversão foi mais para zonas arbustivas (263,5 km<sup>2</sup>), solo exposto (198,3 km<sup>2</sup>) e floresta (112,3 km<sup>2</sup>). No entanto, estas mudanças devem ser vistas com alguma cautela, pois são influenciados pela classificação errónea de muitas áreas agrícolas como solo exposto em 2005 e 2015.

Para as zonas arbustivas, dos 512,9 km<sup>2</sup> que foram transformados entre 2000 e 2005, a maioria foi para agricultura (220,1 km<sup>2</sup>) e florestas (196 km<sup>2</sup>). Por outro lado, o grande aumento que se registou neste período deveu-se à conversão para zonas arbustivas de 626,2 km<sup>2</sup> de zonas agrícolas, 393 km<sup>2</sup> de floresta e 154,8 km<sup>2</sup> de solo exposto. Apesar de entre 2005 e 2015 a cobertura total das zonas arbustivas não se ter alterado muito, apenas 642,9 km<sup>2</sup> é que se mantiveram. Houve uma grande conversão de zonas arbustivas para floresta (339,5 km<sup>2</sup>), solo



exposto (284,5 km<sup>2</sup>) e agricultura (263,5 km<sup>2</sup>), e no sentido inverso de agricultura (424,3 km<sup>2</sup>) e floresta (337,5 km<sup>2</sup>) para zonas arbustivas.

Para as florestas, de 2000 a 2005, período em que houve uma grande redução da área florestal, a maioria das mudanças foram conversões para zonas arbustivas e agrícolas. De 2005 a 2015, quando a área florestal total manteve-se estável, houve uma conversão para zonas arbustivas (337,5 km<sup>2</sup>), agrícolas (112,3 km<sup>2</sup>) e de solo exposto (102,5 km<sup>2</sup>), enquanto que no sentido inverso houve uma conversão de zonas arbustivas (339,5 km<sup>2</sup>) e agrícolas (186,5 km<sup>2</sup>).

Tabela 4.6: Tabulação cruzada das classes de uso e cobertura de terra entre 2000 e 2005 (em km<sup>2</sup>). Números em negrito na linha diagonal correspondem à área que se manteve constante de um período para o outro.

		2000							Total
		Plantações florestais	Floresta	Zonas arbustivas	Agricultura	Solo	Rocha	Água	
2005	Plantações florestais	<b>25,2</b>	56,4	3,5	1,8	1,1	1,7	0,0	89,8
	Floresta	9,5	<b>629,4</b>	196,0	154,1	34,2	9,5	0,0	1032,7
	Zonas arbustivas	1,5	393,0	<b>393,2</b>	626,2	154,8	13,0	0,1	1581,7
	Agricultura	1,7	244,4	220,1	<b>787,8</b>	271,9	10,8	0,1	1536,8
	Solo	0,5	87,6	75,0	346,7	<b>264,7</b>	24,2	0,1	798,9
	Rocha	0,1	28,3	12,1	27,4	42,3	<b>74,0</b>	0,1	184,3
	Água	0,1	30,7	6,2	3,6	1,4	4,8	<b>0,3</b>	47,0
	Total	38,6	1469,6	906,1	1947,8	770,5	138,0	0,6	5271,2

Tabela 4.7: Tabulação cruzada das classes de uso e cobertura de terra entre 2005 e 2015 (em km<sup>2</sup>). Números em negrito na linha diagonal correspondem à área que se manteve constante de um período para o outro.

Classe		2005						Total	
		Plantações florestais	Floresta	Zonas arbustivas	Agricultura	Solo	Rocha		Água
2015	Plantações florestais	<b>6,9</b>	2,3	0,6	1,0	0,3	0,1	0,0	11,2
	Floresta	40,3	<b>426,6</b>	339,5	186,5	32,1	2,9	21,0	1048,9
	Zonas arbustivas	18,0	337,5	<b>642,9</b>	424,3	113,7	10,6	3,2	1550,0
	Agricultura	5,4	112,3	263,5	<b>487,8</b>	198,3	9,1	0,5	1076,9
	Solo	5,8	102,5	284,5	402,8	<b>391,5</b>	29,4	2,5	1219,0
	Rocha	13,4	50,9	49,8	34,1	61,1	<b>131,6</b>	17,3	358,2
	Água	0,1	0,9	1,4	0,8	0,2	0,8	<b>2,9</b>	7,0
	Total	89,8	1033,0	1582,1	1537,2	797,2	184,4	47,4	5271,2

Na Figura 4.2 pode-se ver uma representação da mudança de UCT, através de imagens do *Google Earth*, e os correspondentes mapas de UCT. Neste caso pode-se ver que na imagem de 2006, há um pequeno campo agrícola não plantado, que foi atribuído à classe de solo exposto. A imagem classificada também identifica os campos agrícolas, mas alguns deles são classificados como floresta (na parte de baixo da imagem c). Já na imagem de 2015 (b), pode-se ver que a área de solo exposto aumentou, tendo sido capturada pela imagem classificada (d). Há dois pixéis que são incorrectamente classificados como rocha, em vez de solo exposto. Este exemplo mostra como a diferença entre a classe de agricultura e solo exposto é frequentemente uma diferença de cobertura de terra, sendo que o uso permanece o mesmo.

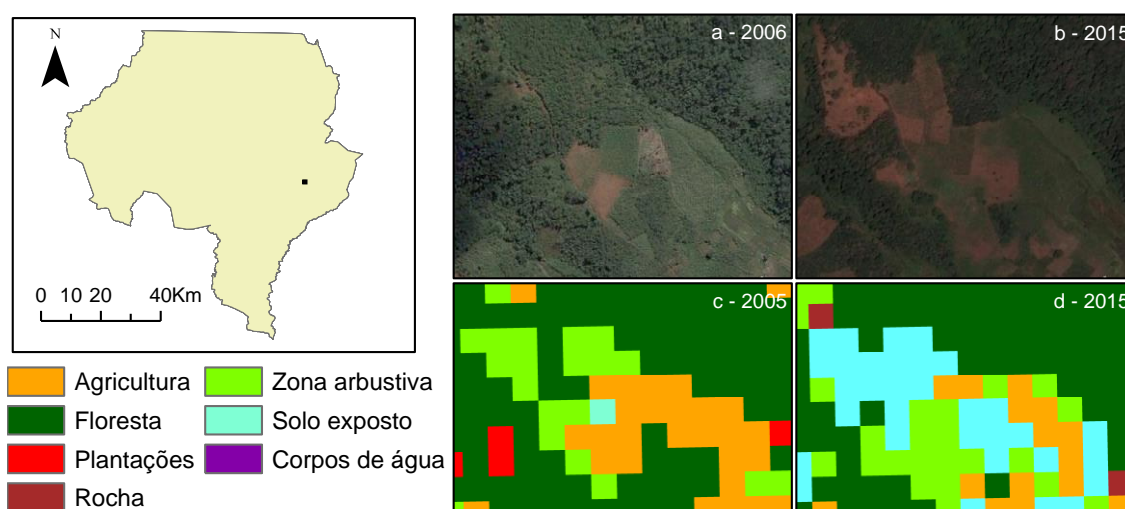


Figura 4.2: Representação no *Google Earth* (a e b) dos mapas de classificação de uso e cobertura de terra (c e d). A localização dos mapas está indicada pelo ponto preto na figura à esquerda.

#### 4.1.3 Análise de ganho/perda de floresta

A área de estudo registou um total de 448,1 km<sup>2</sup> de perda de floresta entre 2000 e 2015, o que corresponde a 29,9 km<sup>2</sup> por ano ou 1,98% por ano. A maioria destas perdas líquidas ocorreram entre 2000 e 2005, passando de uma cobertura de 27,9% em 2000 para 19,6% em 2005. Esta redução ocorreu maioritariamente a oeste e noroeste do distrito, devido à conversão para agricultura e zonas arbustivas (Figura 4.3). No entanto, entre 2005 e 2015 houve grandes perdas na parte central do distrito, mas também ganhos na zona ocidental. A taxa de desmatamento para a área de estudo é comparável aos 26,5 km<sup>2</sup> estimados com base nos dados de Hansen *et al.* (2013) para o período de 2000 a 2014 e muito acima da última estimativa da taxa de desmatamento geral do país [0,58%, Marzoli (2007)].

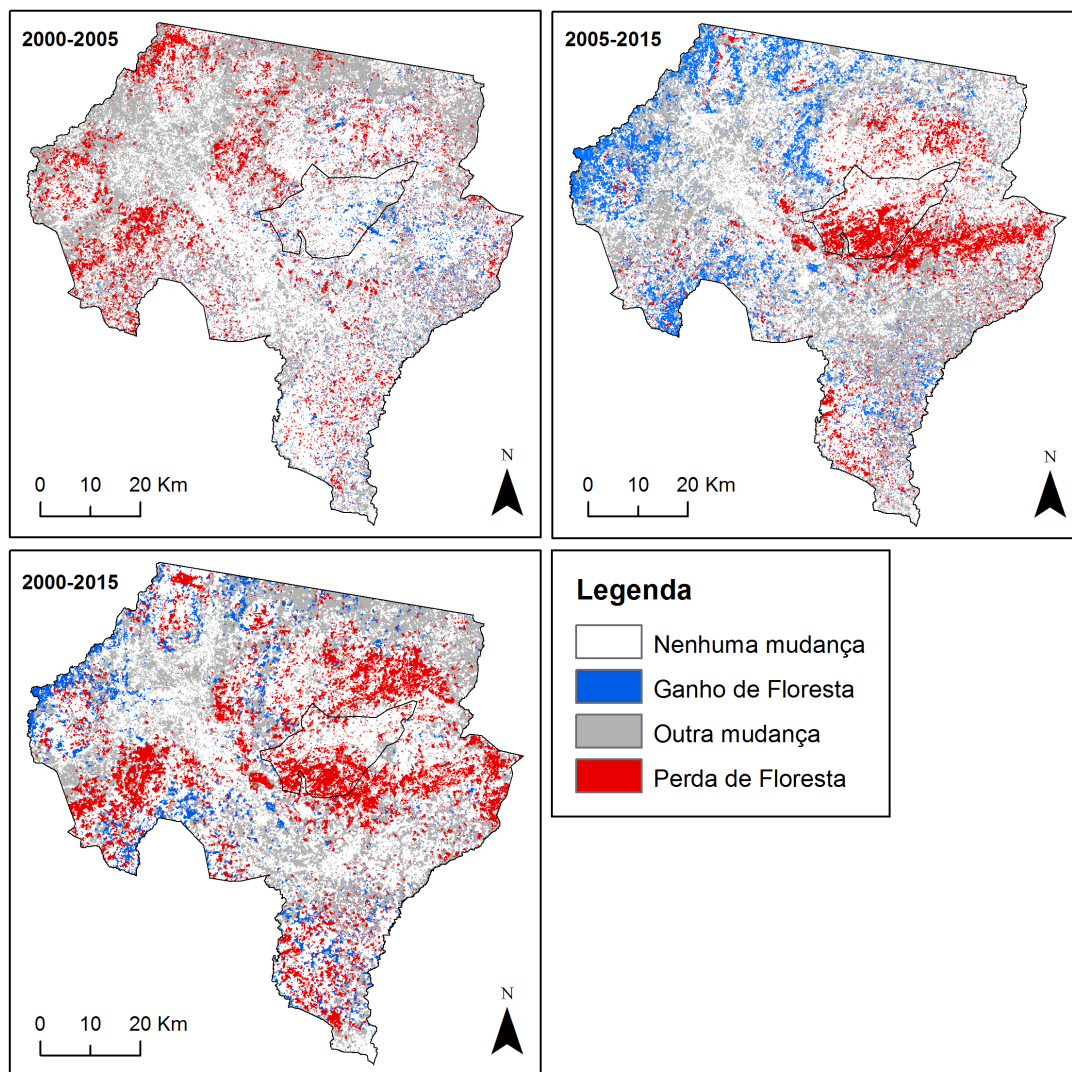


Figura 4.3: Perdas e ganhos de floresta ocorridos na área de estudo para os períodos de 2000-2005, 2005-2015 e 2000-2015. Maciço de Namúli delimitado na zona central do distrito.

Analisando o padrão de perda/ganho de floresta com mais detalhe, pode-se ver que a maioria da perda de floresta ocorrida entre 2000 e 2005 foi na zona ocidental do distrito. A zona central teve algum ganho de floresta, mas na sua maioria não sofreu grandes alterações. Este padrão altera-se no período de 2005 a 2015, quando a perda de floresta passa a estar concentrada na zona centro e nordeste, bem como na zona sul. Em particular, é de notar que esta perda de floresta inclui toda a parte sul do maciço de Namúli. No entanto, esta zona montanhosa apresentou alguns problemas de sombreamento, que resultaram na classificação de florestas como rocha. Assim, apesar de esta região ter sofrido algum desmatamento, pode-se considerar que a perda de floresta nesta região tenha sido sobrestimada.

---

Ainda no período de 2005 a 2015, a zona ocidental parece recuperar do desmatamento ocorrido entre 2000 e 2005, ocorrendo ganho de floresta em largas áreas desta região. O mapa de perda/ganho de floresta tem bastantes semelhanças com o produzido a partir dos dados de Hansen *et al.* (2013). A grande diferença é que o mapa destes autores apresenta uma menor prevalência do desmatamento na zona central, pelas razões mencionadas acima. O padrão de perda/ganho de floresta nos 15 anos de estudo pode então ser compreendido como uma perda generalizada das florestas no distrito, com maior ênfase na região central-norte, sul e ocidental, com algum ganho de florestas a ocorrer concorrentemente na região oeste-noroeste.

Tendo em conta a dependência que a população rural em Moçambique tem dos serviços de ecossistema proporcionados pelas florestas (Ryan *et al.*, 2016), a taxa de desmatamento do distrito de Gurué deve ser causa de preocupação. Adicionalmente, o desmatamento que está a ocorrer no maciço de Namúli poderá estar a aumentar o nível de ameaça das espécies endémicas lá existentes (Timberlake *et al.*, 2009). Estas incluem o Apali de Namúli (*Apalis lynesi*), o camaleão pigmeu (*Rhampholeon tilburyi*) e o esquilo de Vincent (*Paraxerus vincenti*), as duas últimas espécies classificadas como criticamente ameaçadas na Lista Vermelha da IUCN (União Internacional para a Conservação da Natureza) (Branch *et al.*, 2014; Van Noort *et al.*, 2007).

#### **4.1.4 Mudanças no NDVI entre 2000 e 2015**

No geral, entre 2000 e 2015 houve uma redução no NDVI na área de estudo, com uma média de -0,0318 (dp = 0,079) e um intervalo confiança de 95% de  $\Delta\text{NDVI}_{2015-2000}$  de -0,03189 a -0,03176. A análise visual do mapa de  $\Delta\text{NDVI}_{2015-2000}$  permite identificar reduções mais generalizadas na região ocidental e sul do distrito, com a zona montanhosa central a ter a maioria dos acréscimos de NDVI, mas também a ser onde há menos mudanças (Figura 4.4). Cerca de 94% das mudanças de NDVI encontraram-se entre -0,2 e 0,2, com 58,8% a serem entre -0,05 e 0,05 (Figura 4.5). As mudanças menores que -0,05 ocuparam 32,3% da área de estudo, e as menores que -0,2 ocuparam 3,7%. Nestas perdas menores que -0,2, destacam-se alguns focos perto de Gurué-sede e outros na região noroeste do distrito. As perdas ocorridas perto de Gurué sede correspondem à perda de plantações florestais. Já as perdas na região noroeste correspondem a áreas convertidas para agricultura comercial. As mudanças maiores que 0,05 ocuparam apenas 8,9% da área de estudo, e as maiores que 0,2 ocuparam 0,2%.

Em relação ao maciço de Namúli, não há um padrão distinto, registrando-se focos de aumento e redução de NDVI por toda a extensão do maciço. A média de  $\Delta\text{NDVI}_{2015-2000}$  foi de  $-0,00255$  ( $dp = 0,048$ ) e um intervalo confiança de 95% de  $\Delta\text{NDVI}_{2015-2000}$  de  $-0,0024$  a  $-0,0027$ . A maioria das mudanças foram entre  $-0,05$  e  $0,05$  (79%) tendo ocorrido mudanças maiores que  $0,05$  em 8,9% da área, e menores que  $-0,05$  em 12,1% da área. No entanto, nesta região a mudança de NDVI poderá não ter captado alguma da degradação ocorrida, pois é uma zona de florestas sempre-verdes de montanha, e o NDVI tende a saturar em florestas muito densas (Pettorelli *et al.*, 2005).

A redução de NDVI implica uma redução na cobertura florestal, ou a conversão de florestas para zonas agrícolas ou arbustivas. A relação entre o NDVI e a cobertura vegetal já foi bem estabelecida (Carlson e Ripley, 1997; Jacquin *et al.*, 2010; Wang *et al.*, 2005). Para as florestas de miombo, Hudak e Wessman (2000) demonstraram que os valores de NDVI são superiores aos das zonas agrícolas vizinhas. Assim, os resultados apresentados aqui indicam que houve uma degradação generalizada nas florestas do distrito de Gurué, especialmente nas regiões ocidentais e sul.

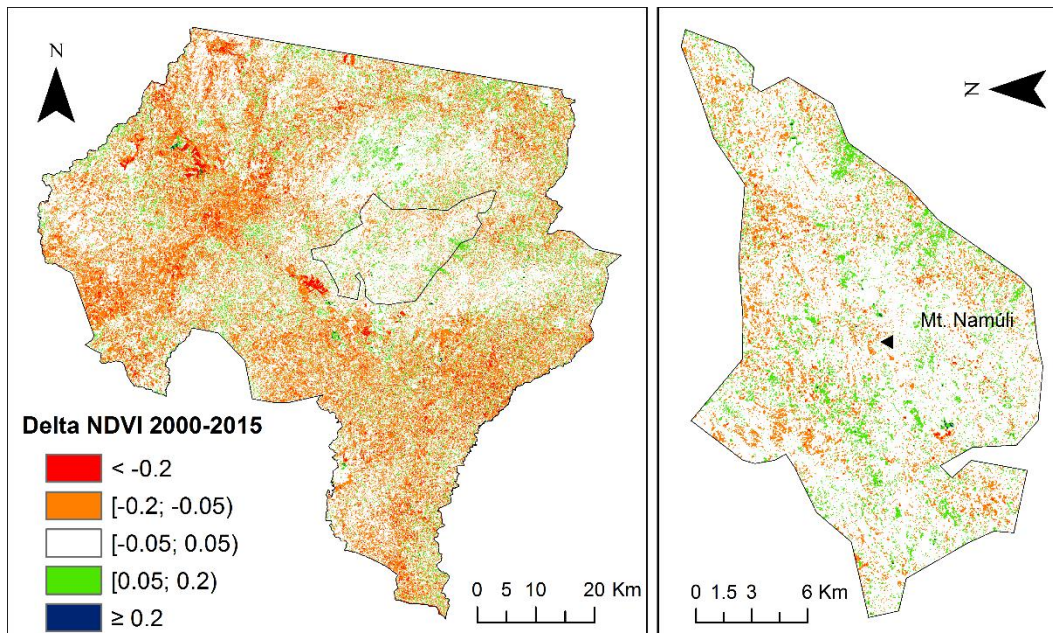


Figura 4.4: Mapas de mudança de NDVI entre 2000 e 2015, para o distrito de Gurué (esquerda) e o maciço de Namúli (direita).

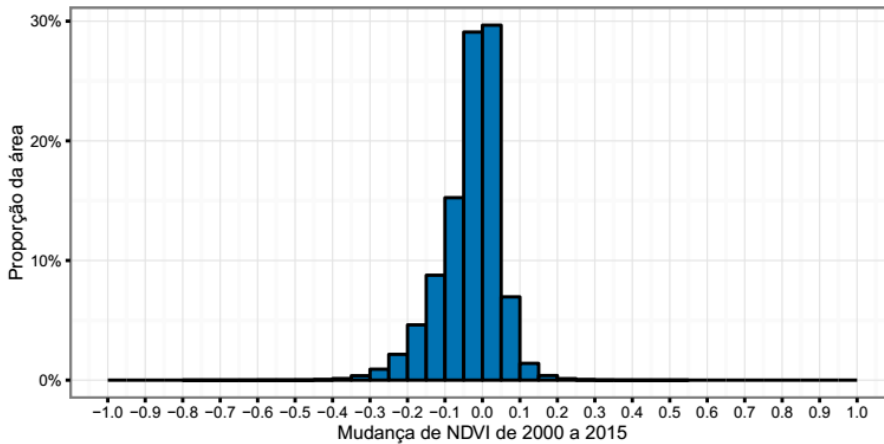


Figura 4.5: Histograma da proporção de área ocupada por cada classe de mudança de NDVI entre 2000 e 2015.

## 4.2 Queimadas

### 4.2.1 Variação temporal

Foram detectados 17.718 focos de queimadas entre Julho de 2001 e Outubro de 2015. Após a remoção dos focos com nível de confiança inferior a 80%, o total de focos passou para 7.767. Isto significa que os números apresentados na análise dos focos de queimadas podem ser considerados como uma subestimação dos valores reais, focando-se apenas naqueles em que houve elevada certeza de ocorrência. A distribuição inter-anual dos focos mostrou uma grande variação, de um mínimo de 112 focos em 2001 até um máximo de 904 focos em 2010, com uma média de 518 focos ( $dp = 209,3$ ) (Figura 4.6).

Durante o período de estudo, não houve uma tendência de aumento ou redução do número de queimadas (focos activos,  $\tau = 0,014$ ,  $p = 0,495$ ), intensidade das queimadas (FRP total,  $\tau = 0,162$ ,  $p = 0,435$ ) ou da área total queimada anualmente ( $\tau = 0,105$ ,  $p = 0,627$ ). Esta ausência de tendência coincide com resultados obtidos em períodos semelhantes, em ecossistemas de miombo na Reserva Nacional do Niassa (Cangela, 2014) e na Tanzânia (Tarimo *et al.*, 2015). Por outro lado, Nanvonamuquitxo *et al.* (2014) detectou uma tendência de aumento de número de focos e da área queimada na província da Zambézia. No entanto, esse estudo analisou apenas o período de 2007 a 2011 e houve uma grande variação nos números encontrados.

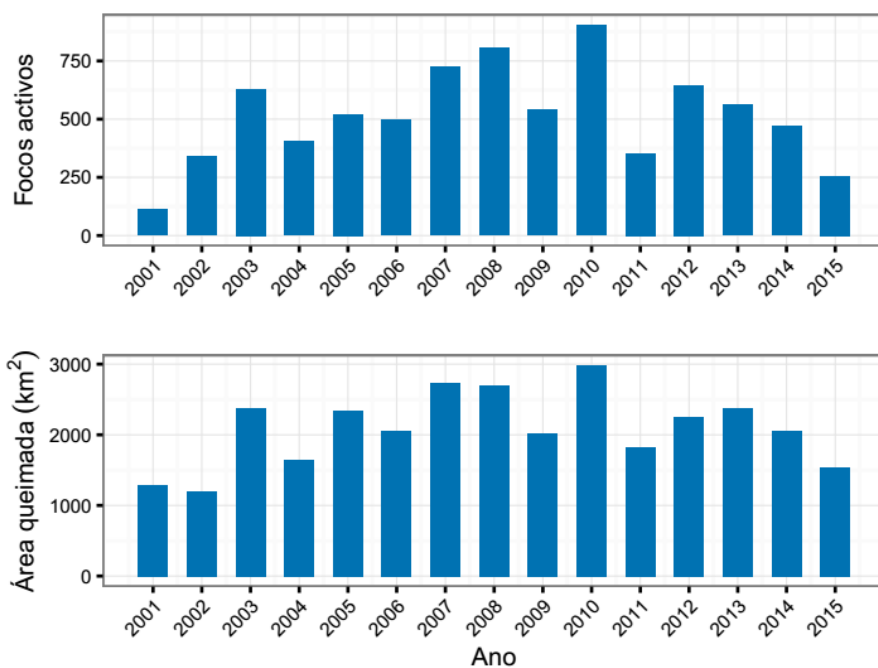


Figura 4.6: Número de focos activos e área queimada de 2001 a 2015, no distrito de Gurué. Focos activos com nível de confiança < 80% não incluídos.

Cerca de 96% dos focos de queimadas ocorreram entre Agosto e Outubro, com 48,7% a ocorrerem só no mês de Setembro (Figura 4.7). Estes meses correspondem aos últimos três meses da época seca, quando a vegetação está mais seca e propícia a queimar. As queimadas no distrito de Gurué têm uma sazonalidade bastante acentuada, comparada com a sazonalidade encontrada no miombo da Reserva nacional do Niassa e na Tanzânia, em que as queimadas se distribuem entre os meses de Julho e Novembro (Cangela, 2014; Tarimo *et al.*, 2015). Isto pode dever-se à elevada densidade populacional do Gurué, pois o padrão de queimadas em África mostra que em zonas mais habitadas o tamanho das queimadas é menor e a frequência maior (Archibald *et al.*, 2010), enquanto que em locais com menos população há maior prevalência de queimadas descontroladas, como por exemplo na Reserva do Niassa (Cangela, 2014).

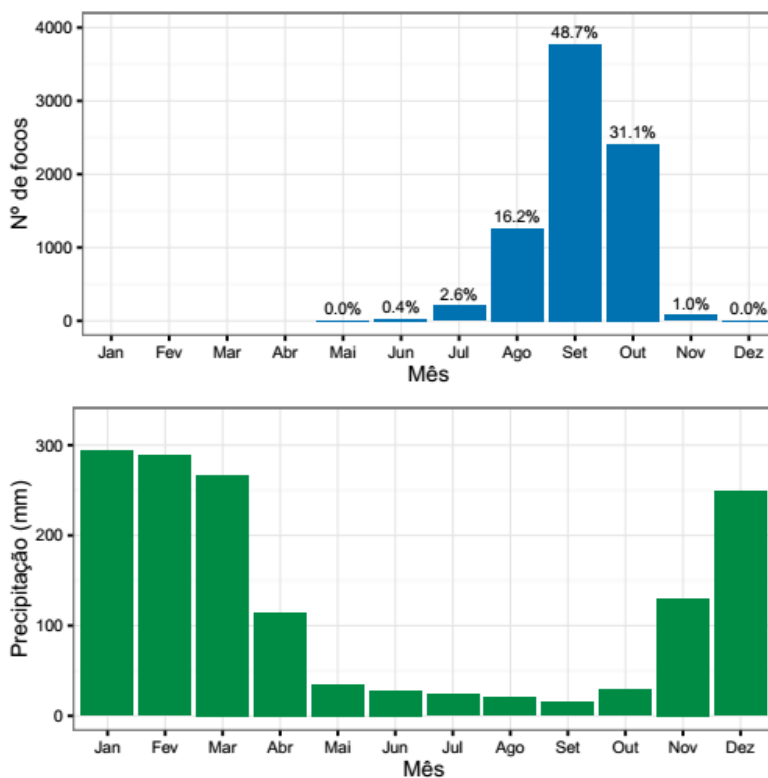


Figura 4.7: Distribuição mensal dos focos de queimadas entre 2001 e 2015, e a precipitação mensal média do distrito de Gurué (obtida do modelo WorldClim).

## 4.2.2 Variação espacial

### *Densidade e intensidade*

A análise da densidade de queimadas mostra que a região ocidental de Gurué é onde ocorrem mais queimadas, atingindo uma densidade de mais de 0,25 queimadas por km<sup>2</sup> por ano (Figura 4.8 e 4.9). As regiões sul e norte também têm elevadas densidades de queimadas, acima de 0,20 por km<sup>2</sup> por ano. A zona norte e oeste do distrito tem os níveis mais baixos de precipitação no distrito e uma concentração alta de áreas de cultivo, o que pode explicar a elevada densidade de queimadas. Já a região sul tem uma precipitação mais elevada, pelo que os valores elevados deverão estar associados à prática da agricultura e outros factores não identificados.

Por outro lado, há uma grande área no centro e sudeste do distrito onde há uma densidade muito baixa de queimadas, com menos de 0,05 queimadas por km<sup>2</sup> por ano. Esta região tem uma precipitação elevada e vários pequenos cursos de água, e a análise visual de imagens de alta resolução do *Google Earth* permite perceber que os terrenos são naturalmente irrigados. No



maciço de Namúli, a densidade chega a atingir 0,20 queimadas por km<sup>2</sup> por ano na região nordeste. Esta zona do maciço tem uma precipitação mais reduzida e várias áreas de cultivo.

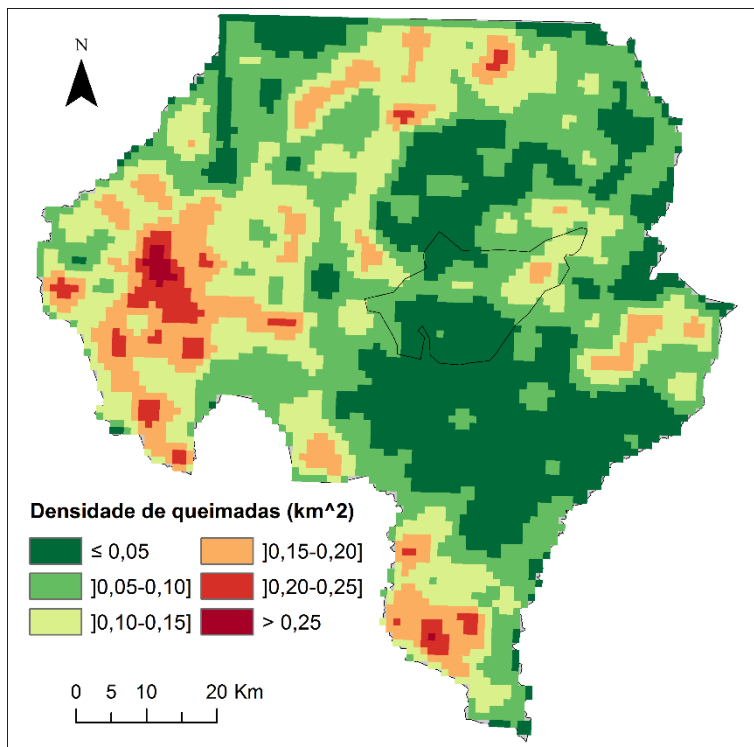


Figura 4.8: Densidade de queimadas por km<sup>2</sup> por ano, no distrito de Gurué, entre 2001 e 2015. Maciço de Namúli delimitado na zona central do distrito.

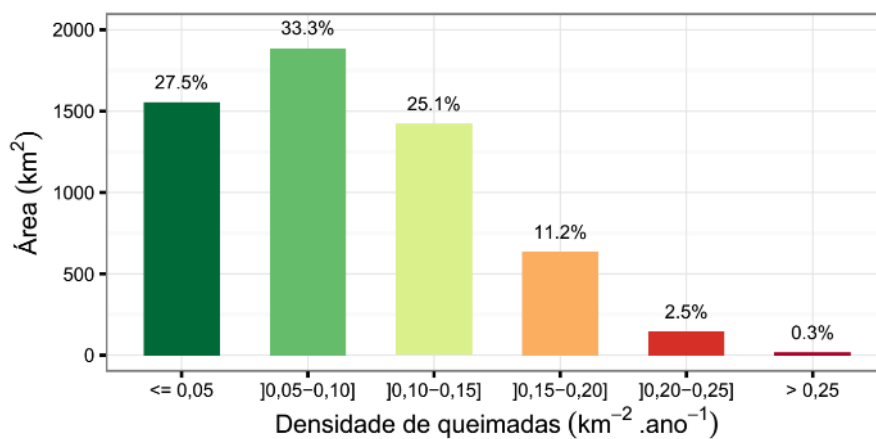


Figura 4.9: Área ocupada pelas diferentes classes de densidade de queimadas. Percentagens indicam a proporção correspondente a cada classe.

A intensidade (FRP) de todas as queimadas registadas no período de estudo teve uma média de 70,2 MW (dp = 69,5 MW) e variou de 7,3 a 824,4 MW. A maioria das queimadas tiveram uma intensidade inferior a 100 MW (81,3%), com 18,4% entre 100 e 500 MW e apenas 0,3% das

---

queimadas tiveram uma intensidade superior a 500 MW. De acordo com Ichoku *et al.* (2008), a classe de intensidade inferior a 100 MW contém normalmente mais de 90% de todas as queimadas que ocorrem numa região. A distribuição da intensidade dos focos de queimadas permite identificar duas áreas onde ocorrem queimadas de maior intensidade (FRP acima de 500 MW) em Gurué: a zona oeste e a zona centro-norte (Figura 4.10). Também é possível verificar que ocorrem queimadas um pouco por todo o maciço de Namúli, com maior ênfase para a zona oriental, incluindo duas queimadas de maior intensidade. Ryan e Williams (2011) demonstraram que a mortalidade causada pelas queimadas em espécies arbóreas no miombo aumenta com a intensidade da queimada. Assim, nas zonas identificadas acima, poderá ser esperada uma maior mortalidade arbórea em resultado da elevada intensidade das queimadas.

A relação entre a frequência de queimadas e a intensidade média dos focos activos foi positiva, com um coeficiente de correlação de 0,97 (Figura 4.11). Isto significa que as áreas que queimam com mais frequência também têm queimadas mais intensas. Estes resultados estão em concordância com Cangela (2014), que também encontrou uma relação fortemente positiva entre estas duas variáveis na Reserva do Niassa. No entanto, há uma grande variação à volta desses valores, conforme pode ser observado pelo desvio padrão.

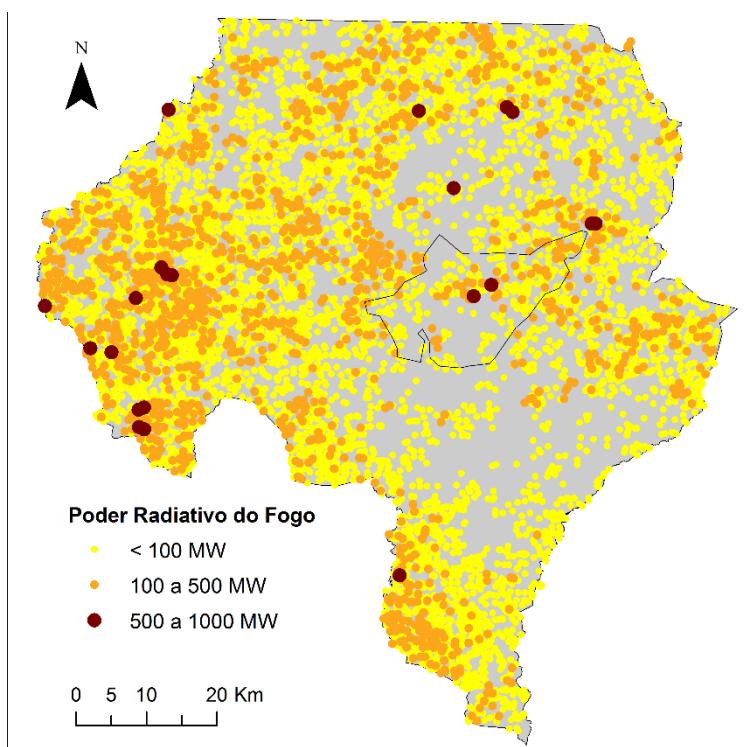


Figura 4.10: Distribuição e intensidade dos focos activos de queimadas no distrito de Gurué, entre 2001 e 2015. Maciço de Namúli delimitado na zona central do distrito.

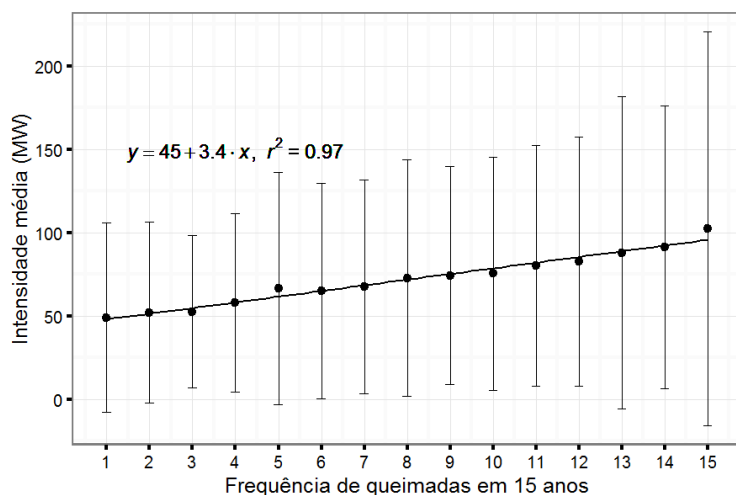


Figura 4.11: Relação entre frequência de queimadas e intensidade média dos focos activos. Barras verticais correspondem a  $\pm$  desvio padrão.

### Extensão

O tamanho médio das queimadas no período de estudo foi de  $0,65 \text{ km}^2$  ( $dp = 1,66 \text{ km}^2$ ). A área total média queimada por ano é de  $2085,1 \text{ km}^2$  ( $dp = 526,4 \text{ km}^2$ ), ou 36,7% da área total do distrito, variando de 1186 a  $2979,9 \text{ km}^2$ . As queimadas grandes ( $> 6 \text{ km}^2$ ) representaram 20,9% da área total queimada, tendo variado de um mínimo de 15,1% em 2015 a 30,4% em 2010. Não houve nenhuma tendência na área total das queimadas grandes ao longo do período de estudo ( $\tau = -0,18$ ,  $p = 0,38$ ).

O IMR para todo o distrito de Gurué, entre 2001 e 2015, foi de 2,71 anos. Cerca de 37,2% do distrito de Gurué tem um IMR entre 1 e 2 anos (Tabela 4.8). O IMR encontrado neste estudo está dentro dos limites esperados para o miombo. Numa análise das queimadas reserva do Niassa entre 2000 e 2012, composta maioritariamente por miombo seco e húmido, Cangela (2014) encontrou um IMR de 3,29 anos e 43% da área de estudo queimou a cada 1 a 2 anos. Numa análise do regime de queimadas do miombo na Tanzânia entre 2001 e 2013, Tarimo *et al.* (2015) encontraram um IMR de 2,7 anos. De acordo com Ryan e Williams (2011) com um IMR de 1 ano, pode-se esperar um desaparecimento da vegetação arbórea a longo prazo. Com um IMR de 2 anos, podem encontrar-se árvores, mas com uma área basal bastante reduzida ( $< 10\%$  do valor encontrado quando se exclui o fogo). Tendo em conta que mais de um terço do distrito queima a cada 1 a 2 anos, pode-se esperar um efeito negativo das queimadas sobre a biomassa arbórea, incluindo na região oriental do maciço de Namúli.

---

Tabela 4.8: Área ocupada pelas diferentes classes de intervalo médio de retorno.

IMR (anos)	Área (km <sup>2</sup> )	Área relativa (%)
1 - 2	2098,0	37,2
2 - 4	1349,2	23,9
> 4	984,4	17,4
Nunca queima	1214,3	21,5
<b>Total</b>	<b>5645,9</b>	<b>100</b>

Houve uma grande variação espacial da área queimada (Figura 4.12), em concordância com os dados dos focos activos de queimadas. Cerca de 21,5% da área do distrito não queimou no período de estudo (Figura 4.13), principalmente na zona central. Esta região é plana, de menor altitude, elevada precipitação e com vários cursos de água e consiste principalmente em áreas agrícolas. Assim, a agricultura praticada nesta região poderá depender menos de queimadas e a haverem queimadas deverão ser de extensão reduzida, pelo que podem não ser detectadas pelo sensor MODIS. A zona ocidental do distrito foi onde houve frequências mais elevadas de queimadas. Esta região tem menos precipitação, mas também tem muitas áreas agrícolas, pelo que poderá haver mais prática de agricultura itinerante. Pode-se também observar que o maciço de Namúli sofre queimadas frequentes na sua zona oriental, chegando a queimar a cada 1-2 anos. É nesta zona do maciço onde se encontram áreas agrícolas, pois é mais plana e correm vários cursos de água.

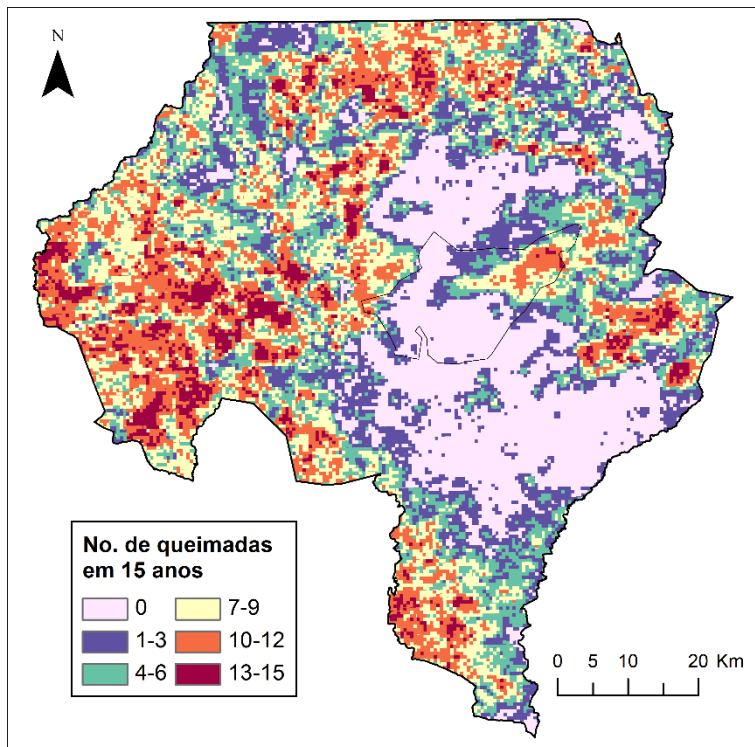


Figura 4.12: Frequência de queimadas no distrito de Gurulé, de 2001 a 2015. Maciço de Namúli delimitado na zona central do distrito.

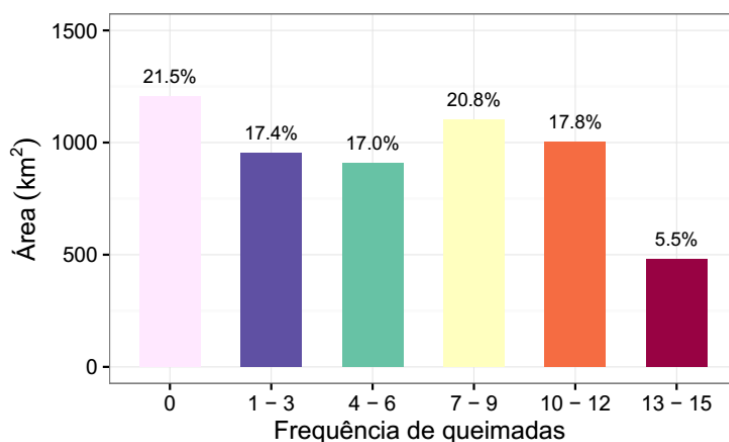


Figura 4.13: Área ocupada pelas diferentes classes de frequência de queimadas.

### 4.2.3 Análise de exactidão

A análise de exactidão do produto de área queimada revelou uma exactidão geral de 98,9%, podendo-se considerar que o mapa de área queimada tem uma concordância forte com a realidade no terreno. Para este valor elevado contribuiu o facto de a maioria dos pontos de validação serem de áreas não queimadas, que foram todos correctamente identificados, conforme demonstrado pela exactidão do produtor (Tabela 4.9). Já para as áreas queimadas

houve maior confusão, com 27,8% das células identificadas como sendo queimadas, a não terem correspondência no produto do sensor MODIS, correspondendo a uma exactidão do produtor de 72,2%. Este é um resultado esperado, pois o produto de áreas queimadas do sensor MODIS opera a uma resolução espacial de 500m, pelo que pequenas queimadas podem não ser detectadas (Roy e Boschetti, 2009).

Tabela 4.9: Tabela de contingência da comparação entre o produto de área queimada e o mapa de validação. Os valores correspondem ao número de células dos mapas em questão.

		Categorias do mapa de validação		Total	Exactidão do produtor	Exactidão do utilizador
		Não queimado	Queimado			
Categorias do mapa de área queimada	Não queimado	92491	1039	93530	100%	98,9%
	Queimado	0	2692	2692	72,2%	100%
Total		92491	3731	96222		

### 4.3 Relação entre queimadas e UCT

#### 4.3.1 Queimadas e mudanças de UCT

As queimadas são uma função da área ocupada por cada classe de UCT. Houve uma forte correlação ( $r = 0,984$ ) entre a área coberta por cada classe e o número de queimadas que ocorrem nessa classe, com um gradiente de 0,94 (Figura 4.14). A interpretação desta relação é que a área ocupada pelas classes de UCT é responsável por 96,8% da variação encontrada na distribuição do número de focos de queimadas. Se as queimadas fossem mais frequentes em certas classes de UCT, então esperar-se-ia um coeficiente de correlação mais baixo, pois o factor classe teria mais peso do que o factor área. Sendo o factor área tão dominante, pode-se concluir que as queimadas têm uma probabilidade de ocorrência semelhante para todas as classes de UCT.

A análise individual das classes permite identificar que a classe de solo exposto tem menos queimadas do que seria de esperar pela área que ocupa. Isto pode ser explicado pelo facto de esta classe incluir também as áreas urbanas, em que não ocorrem queimadas. Para o caso de áreas não urbanas, a classe de solo exposto representa em grande parte áreas agrícolas sem vegetação, pelo que são frequentemente queimadas.

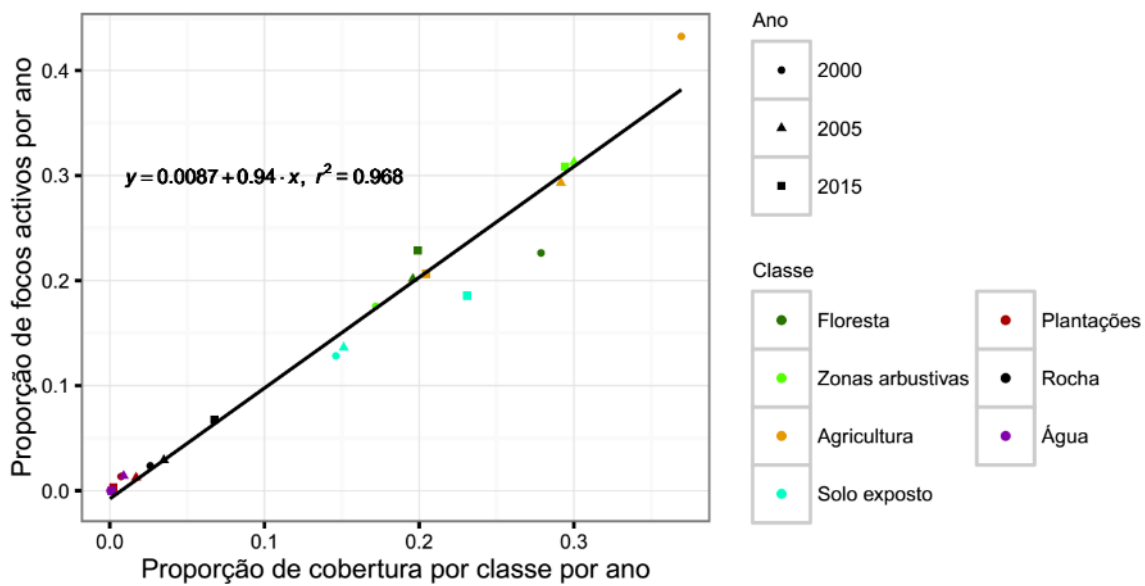


Figura 4.14: Relação entre a classe de UCT e o número de queimadas, para cada mapa de UCT.

A relação entre o rácio de perda/ganho de floresta e a frequência de queimadas mostra que as queimadas não parecem ter um efeito nas mudanças de UCT. O gráfico de dispersão da relação entre o rácio de perda/ganho de floresta e a frequência de queimadas mostra um gradiente muito baixo (-0,06), com um coeficiente de determinação de 0,27 (Figura 4.15). Se as queimadas fossem uma causa de perda de floresta, seria de esperar que o gradiente tivesse um sinal positivo, de forma que à medida que a frequência de queimadas aumentasse, houvesse uma preponderância maior de perda de floresta. Este gradiente é afectado pelo rácio na ausência de queimadas, que é muito elevado. Este valor anormal poderá ser explicado pelo problema que foi descrito no capítulo 4.1.3, em que houve uma sobrestimação do desmatamento no maciço de Namúli, precisamente onde não ocorrem queimadas. A análise de correlação excluindo a ausência de queimadas resulta num gradiente mais perto de zero (-0,017) e um coeficiente de determinação mais reduzido ( $R^2 = 0,18$ ).

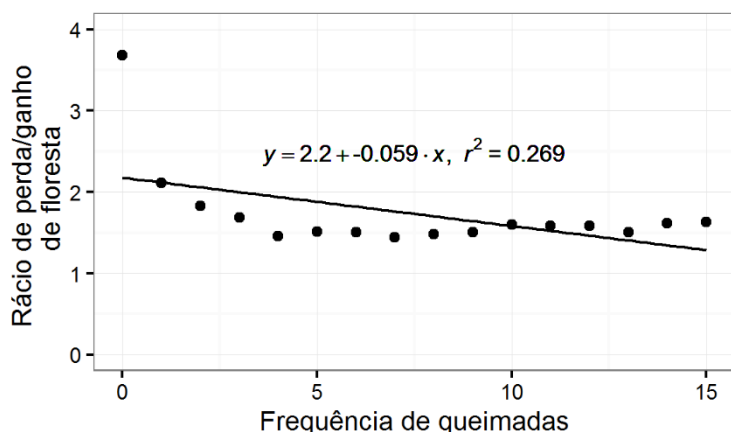


Figura 4.15: Relação entre rácio de perda/ganho de floresta e frequência de queimadas.

Estes resultados levam-nos a concluir que as queimadas no distrito de Gurué são utilizadas como uma ferramenta para a gestão da terra, conforme argumentado por Eva e Lambin (2000) para as zonas com maiores densidades populacionais. Ou seja, as mudanças de UCT ocorrem devido às necessidades e vontades do homem, sendo que as queimadas são uma ferramenta utilizada para atingir esse objectivo, quer para a limpeza de novos campos ou para preparar os campos para a nova época de cultivo.

#### 4.3.2 Queimadas e variação de NDVI

O modelo de regressão linear revelou uma correlação muito fraca ( $r = -0,0002$ ,  $P < 0,0001$ ) entre a frequência de queimadas e  $\Delta\text{NDVI}_{2015-2000}$ . Sendo assim, não foi encontrado um efeito da frequência de queimadas sobre a mudança de NDVI ocorrida no período em estudo. Isto parece indicar que o impacto das queimadas é de magnitude inferior ao desmatamento directo, sendo que o impacto deste desmatamento se sobrepõe a qualquer impacto negativo das queimadas no DDF. Apesar das diferenças registadas entre a análise de mudança de UCT e de mudança de NDVI, ambas indicam que as queimadas não estão associadas às mudanças que estão a ocorrer no terreno.

## 5 Limitações

A classificação de UCT no distrito de Gurué, utilizando imagens de Landsat, tem vários desafios. Grande parte do distrito consiste de uma paisagem de mosaico de agricultura e florestas, em que os campos agrícolas são explorados por alguns anos, sendo depois deixados



---

em pousio durante vários anos. Neste processo, há uma mudança rápida após a remoção da floresta nativa, alternando os terrenos entre solo exposto, plantações agrícolas e campos de pousio (correspondente à classe de zonas arbustivas). Esta rápida taxa de mudança torna difícil o processo de treinamento para a classificação do UCT. Além disso, os campos agrícolas e as habitações têm pequenas dimensões, pelo que à escala de 30x30 m, perde-se alguma capacidade de discernir os limites entre estas zonas. Há também uma grande variação no perfil espectral dos campos agrícolas, devido a diferenças na pluviosidade, altitude e proximidade aos rios. A topografia do distrito também é um desafio, pois o distrito contém várias montanhas, de elevado declive, que alteram o perfil espectral da vegetação nas encostas.

A exactidão dos mapas de mudança temática pode ser estimada pelo produto das exactidões dos dois mapas de UCT utilizados (Giri, 2012). Assim, os resultados das mudanças de UCT devem ser interpretados com alguma cautela, pois a exactidão estimada dos mapas de mudança de 2000-2005 e 2005-2015 é 63% e 61%, respectivamente.

Uma das limitações do NDVI é que satura para valores elevados de área foliar (Pettorelli *et al.*, 2005). Assim, a análise da mudança de NDVI pode não ter detectado degradação em zonas do distrito com florestas muito densas, se o estado degradado não tiver excedido o limite de saturação. Adicionalmente, a análise do NDVI permitiu apenas a quantificação da redução da cobertura vegetal, não permitindo identificar especificamente a degradação florestal ou o desmatamento. Isto porque para tal poder ser feito, seriam necessários dados de campo, que associassem os valores de NDVI a classes de UCT. Assim seria possível identificar que valores de NDVI é que correspondem a floresta, ou a solo exposto, tornando possível a quantificação do DDF. Por exemplo, Hudak e Wessman (2000) correlacionaram NDVI e mudança de cobertura para uma região de miombo e agricultura no Malawi, tendo descoberto que um modelo linear explicava adequadamente a relação entre aquelas duas variáveis.

O produto de área queimada do sensor MODIS, com uma resolução espacial de 500 m (pixel com 25 ha de área), tem algumas limitações na detecção de queimadas de menor dimensão (Roy e Boschetti, 2009). O distrito de Gurué apresenta um sistema agrícola em que a maioria das explorações têm menos de 1 ha, bastante inferior aos 25 ha da resolução espacial do produto de área queimada. Como consequência, este produto não detectou 38,6% das áreas registadas como tendo queimado durante o processo de validação. Assim, os resultados apresentados para a frequência de queimadas podem ser considerados uma subestimação dos valores reais.

---

## 6 Conclusões

O distrito de Gurué teve uma taxa de desmatamento elevada (1,9% por ano) entre 2000 e 2015, bastante superior à média nacional (0,58% por ano). A tendência de desmatamento no distrito foi confirmada pela análise da variação de NDVI, que mostrou ter havido uma redução generalizada da cobertura de vegetação entre 2000 e 2015. Isto deve ser razão de preocupação pois a grande maioria da população do distrito ainda depende dos serviços de ecossistema providenciados pelas florestas nativas. Apesar disso, há também sinais positivos, pois a maioria do desmatamento ocorreu entre 2000 e 2005, tendo no período de 2005 a 2015 havido alguma recuperação de áreas previamente desmatadas.

O distrito de Gurué apresenta um regime de queimadas típico do miombo, mas com uma sazonalidade mais pronunciada da época de queima. A frequência de queimadas em mais de um terço da área do distrito é demasiado elevada para a manutenção de biomassa arbórea a longo prazo. Assim, para além do desmatamento directo, provocado pela abertura de novos campos agrícolas, pode-se esperar uma tendência de degradação das florestas nativas devido às queimadas.

Apesar da elevada frequência de queimadas, não foi possível detectar nenhum efeito destas nas mudanças de UCT ou no índice de vegetação. A explicação para isto poderá estar na magnitude do impacto das queimadas ser reduzida quando comparada com a magnitude do impacto pelo corte de árvores. No contexto do Gurué, as queimadas parecem ser uma ferramenta utilizada para alcançar os fins dos agricultores, sem que sejam por si só o agente da mudança. Assim, podemos afirmar que as queimadas não são um factor determinante na mudança de UCT.

### 6.1 Recomendações

As florestas do distrito de Gurué estão sob grande pressão antropogénica, devido à necessidade de abertura de novos campos agrícolas, crescente expansão de explorações comerciais de grande escala e queimadas frequentes. Esta pressão ocorre em todo o distrito, incluindo sobre as florestas do monte Namúli, que são um reservatório muito importante de biodiversidade. Assim, é importante que se tome uma decisão em relação à protecção destas e de outras florestas do distrito de elevado interesse ecológico, que sofrem pressões não só das comunidades locais, como de investidores privados (Timberlake *et al.*, 2009). Uma forma de

---

protecção com experiências positivas na África Austral é a gestão participativa comunitária. Esta forma de gestão implica a devolução de poder de decisão às comunidades locais, tornando-as responsáveis pelos recursos florestais de que dependem. Na Tanzânia foi demonstrado que a gestão participativa contribuiu para a gestão florestal sustentável (Blomley *et al.*, 2008) e melhorou a qualidade de vida das comunidades rurais (Lund e Treue, 2008). Em Moçambique, há alguns casos de sucesso de gestão florestal comunitária em florestas de miombo, nas províncias de Sofala e Manica (Siteo e Guedes, 2015). Em estudos pilotos realizados nestas províncias, as comunidades conseguiram restringir o acesso a pessoas de fora e gerar benefícios dos produtos florestais, reduzindo o corte ilegal de madeira.

Apesar de não ter sido encontrada uma correlação entre a frequência de queimadas e as mudanças ocorridas na vegetação no período de estudo, já foi demonstrado com estudos específicos que queimadas anuais no miombo resultam no desaparecimento de árvores a longo prazo. Tendo em conta que a elevada frequência de queimadas do distrito ocorrem em zonas de elevado interesse ecológico, tal como na região oriental do maciço de Namúli, deveriam ser tomadas precauções para que estas tivessem um efeito reduzido. Uma das formas de se alcançar isto, é fazendo queimadas frias, pois a intensidade das queimadas depende tanto da época da queima como do grau de humidade da biomassa graminal (Govender *et al.*, 2006). Assim, seria importante estabelecer-se áreas de alta importância ecológica, onde seriam conduzidas queimadas frias. Porém, deve ser realçado que o desmatamento directo está a ter um impacto de magnitude muito superior ao das queimadas, pelo que só após a redução deste desmatamento é que deve ser considerado o controle das queimadas.

A ausência de imagens de *Google Earth* anteriores a 2006 tornou mais difícil o treinamento e validação. Assim, recomendamos que em estudos futuros se faça uso de imagens de satélites de alta resolução espacial, tais como o Quickbird (2,62 m) ou IKONOS (3,2 m), para o treinamento e validação. Para a paisagem de mosaico de Gurué, a diferenciação espectral com os satélites Landsat entre áreas agrícolas e áreas arbustivas não é grande. Assim, recomenda-se que futuras classificações de UCT que utilizem estes satélites, agrupem estas duas classes, analisando mais a distinção floresta/não-floresta e vegetado/não-vegetado.

A análise de mudança de NDVI permitiu perceber o grau de redução de biomassa que ocorreu no distrito. Porém, para associar a redução de NDVI à ocorrência de desmatamento é necessário que hajam dados de campo que façam a associação entre estas duas variáveis. A definição da

---

associação entre a variação de NDVI e o desmatamento nas florestas de miombo de Moçambique permitiria uma estimativa mais simplificada do desmatamento no país, que pode ser realizada periodicamente.

---

## 7 Referências

- AHRENDTS, A., N. D. BURGESS, S. A. MILLEDGE, M. T. BULLING, B. FISHER, J. C. SMART, G. P. CLARKE, B. E. MHORO e S. L. LEWIS. 2010. Predictable waves of sequential forest degradation and biodiversity loss spreading from an African city. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(33): 14556-14561.
- ANDERSON, J., E. HARDY, J. ROACH e R. WITMER. 1976. Land Use/Cover Classification System for Use With Remotely Sensing Data. *US Geological Survey Professional Paper*, 964.
- ARCHIBALD, S., W. BOND, W. STOCK e D. FAIRBANKS. 2005. Shaping the landscape: fire-grazer interactions in an African savanna. *Ecological applications*, 15(1): 96-109.
- ARCHIBALD, S., R. SCHOLE, D. ROY, G. ROBERTS e L. BOSCHETTI. 2010. Southern African fire regimes as revealed by remote sensing. *International Journal of Wildland Fire*, 19(7): 861-878.
- ARCHIBALD, S., C. E. LEHMANN, J. L. GÓMEZ-DANS e R. A. BRADSTOCK. 2013. Defining pyromes and global syndromes of fire regimes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(16): 6442-6447.
- ATANASSOV, B., A. EGAS, M. FALCÃO, A. FERNANDES e G. MAHUMANE. 2012. Mozambique urban biomass energy analysis: Maputo, Matola, Beira and Nampula. 55 p.
- BASTARRIKA, A., E. CHUVIECO e M. P. MARTÍN. 2011. Mapping burned areas from Landsat TM/ETM+ data with a two-phase algorithm: Balancing omission and commission errors. *Remote sensing of Environment*, 115(4): 1003-1012.
- BEYER, H. 2012. Geospatial Modeling Environment version 0.7. 2.0 RC2. Disponível em: <http://www spatialecology.com/gme>.
- BLANC, J. 2008. *Loxodonta africana*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T12392A3339343. 6 p.
- BLOMLEY, T., K. PFLIEGNER, J. ISANGO, E. ZAHABU, A. AHRENDTS e N. BURGESS. 2008. Seeing the wood for the trees: an assessment of the impact of participatory forest management on forest condition in Tanzania. *Oryx*, 42(03): 380-391.
- BOND, W. J., F. I. WOODWARD e G. F. MIDGLEY. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist*, 165(2): 525-538.
- BOWMAN, D. M., J. K. BALCH, P. ARTAXO, W. J. BOND, J. M. CARLSON, M. A. COCHRANE, C. M. D'ANTONIO, R. S. DEFRIES, J. C. DOYLE e S. P. HARRISON. 2009. Fire in the Earth system. *science*, 324(5926): 481-484.
- BRANCH, W. R., J. BAYLISS e K. A. TOLLEY. 2014. Pygmy chameleons of the Rhampholeon platyceps complex (Squamata: Chamaeleonidae): Description of four new species from isolated 'sky islands' of northern Mozambique. *Zootaxa*, 3814(1): 1-36.
- BROUWER, R. e M. P. FALCÃO. 2004. Wood fuel consumption in Maputo, Mozambique. *Biomass and Bioenergy*, 27(3): 233-245.
- CAMPBELL, B., P. FROST e N. BYRON. 1996. Miombo woodlands and their use: overview and key issues. In: *The miombo in transition: Woodlands and welfare in Africa*. B. CAMPBELL (ed.), CIFOR, Malásia.
- CANGELA, A. 2014. Caracterização e mapeamento do regime de queimadas na Reserva Nacional de Niassa. 63 p. Dissertação (Tese de Mestrado), Universidade Eduardo Mondlane.
- CARDINALE, B. J., J. E. DUFFY, A. GONZALEZ, D. U. HOOPER, C. PERRINGS, P. VENAIL, A. NARWANI, G. M. MACE, D. TILMAN e D. A. WARDLE. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401): 59-67.

- 
- CARLSON, T. N. e D. A. RIPLEY. 1997. On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. *Remote sensing of Environment*, 62(3): 241-252.
- CHANDER, G. e B. MARKHAM. 2003. Revised Landsat-5 TM radiometric calibration procedures and postcalibration dynamic ranges. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41(11): 2674-2677.
- CIAIS, P., A. BOMBELLI, M. WILLIAMS, S. PIAO, J. CHAVE, C. RYAN, M. HENRY, P. BRENDER e R. VALENTINI. 2011. The carbon balance of Africa: synthesis of recent research studies. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 369(1943): 2038-2057.
- COHEN, W. B. e S. N. GOWARD. 2004. Landsat's role in ecological applications of remote sensing. *Bioscience*, 54(6): 535-545.
- CONGALTON, R. G. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote sensing of Environment*, 37(1): 35-46.
- CONGALTON, R. G. e K. GREEN. 2008. *Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices*. CRC press. 200 p p. ISBN 1420055135.
- COPPIN, P., I. JONCKHEERE, K. NACKAERTS, B. MUYS e E. LAMBIN. 2004. Review Article: Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. *International Journal of Remote Sensing*, 25(9): 1565-1596.
- CUVILAS, C. A., R. JIRJIS e C. LUCAS. 2010. Energy situation in Mozambique: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14(7): 2139-2146.
- DEFRIES, R. S., T. RUDEL, M. URIARTE e M. HANSEN. 2010. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature Geoscience*, 3(3): 178-181.
- DEWAN, A. M. e Y. YAMAGUCHI. 2009. Land use and land cover change in Greater Dhaka, Bangladesh: Using remote sensing to promote sustainable urbanization. *Applied Geography*, 29(3): 390-401.
- DEWEES, P. A., B. M. CAMPBELL, Y. KATERERE, A. SITOE, A. B. CUNNINGHAM, A. ANGELSEN e S. WUNDER. 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.
- DWYER, E., S. PINNOCK, J.-M. GRÉGOIRE e J. PEREIRA. 2000. Global spatial and temporal distribution of vegetation fire as determined from satellite observations. *International Journal of Remote Sensing*, 21(6-7): 1289-1302.
- ERBEK, F. S., C. ÖZKAN e M. TABERNER. 2004. Comparison of maximum likelihood classification method with supervised artificial neural network algorithms for land use activities. *International Journal of Remote Sensing*, 25(9): 1733-1748.
- EVA, H. e E. F. LAMBIN. 2000. Fires and land-cover change in the tropics: a remote sensing analysis at the landscape scale. *Journal of Biogeography*, 27(3): 765-776.
- FAEF. 2013. Assessment of harvested volume and illegal logging in Mozambican natural forest. Maputo. 52 p.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34: 487-515.
- FAO. 2010a. Global forest resources assessment 2010 - Country report: Mozambique. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. 54 p.
- FAO. 2010b. Global forest resources assessment 2010. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. 378 p.
- FOODY, G. M. 2002. Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote sensing of Environment*, 80(1): 185-201.
- FOODY, G. M. 2008. Harshness in image classification accuracy assessment. *International Journal of Remote Sensing*, 29(11): 3137-3158.
-

- 
- FROST, P. 1996. The ecology of miombo woodlands. In: *The miombo in transition: Woodlands and welfare in Africa*. B. CAMPBELL (ed.), CIFOR, Malásia, p.11-57.
- GEIST, H. J. e E. F. LAMBIN. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *Bioscience*, 52(2): 143-150.
- GIGLIO, L. 2013. *MODIS collection 5 active fire product user's guide version 2.5*. Science Systems and Applications, Inc. 61 p.
- GIRI, C. P. 2012. *Remote sensing of land use and land cover: Principles and applications*. Boca Raton, FL: CRC Press. 469 p. ISBN 1420070746.
- GONZÁLEZ-PÉREZ, J. A., F. J. GONZÁLEZ-VILA, G. ALMENDROS e H. KNICKER. 2004. The effect of fire on soil organic matter—a review. *Environment international*, 30(6): 855-870.
- GOVENDER, N., W. S. TROLLOPE e B. W. VAN WILGEN. 2006. The effect of fire season, fire frequency, rainfall and management on fire intensity in savanna vegetation in South Africa. *Journal of Applied Ecology*, 43(4): 748-758.
- GOVERNO DO DISTRITO DE GURUÉ. 2015. Balanço do Plano Económico e Social 2015.
- GRÉGOIRE, J.-M., D. R. CAHOON, D. STROPPIANA, Z. LI, S. PINNOCK, H. EVA, O. ARINO, J.-M. ROSAZ e I. CSISZAR. 2001. Forest fire monitoring and mapping for GOF: Current products and information networks based on NOAA-AVHRR, ERS-ATSR, and SPOT-VGT systems. *Global and regional fire monitoring from space: Planning a coordinated international effort*: 105-124.
- HANLON, J. e T. SMART. 2012. O boom da soja no Gurué produziu alguns grandes agricultores. 11 p.
- HANSEN, M. C., P. V. POTAPOV, R. MOORE, M. HANCHER, S. TURUBANOVA, A. TYUKAVINA, D. THAU, S. STEHMAN, S. GOETZ e T. LOVELAND. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *science*, 342(6160): 850-853.
- HANTSON, S., M. PADILLA, D. CORTI e E. CHUVIECO. 2013. Strengths and weaknesses of MODIS hotspots to characterize global fire occurrence. *Remote sensing of Environment*, 131: 152-159.
- HEGDE, R. e G. BULL. 2008. Economic shocks and Miombo woodland resource use: a household level study in Mozambique. Vancouver, Canadá. 26 p.
- HIJMANS, R. J., S. E. CAMERON, J. L. PARRA, P. G. JONES e A. JARVIS. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International journal of climatology*, 25(15): 1965-1978.
- HOSONUMA, N., M. HEROLD, V. DE SY, R. S. DE FRIES, M. BROCKHAUS, L. VERCHOT, A. ANGELSEN e E. ROMIJN. 2012. An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environmental Research Letters*, 7(4): 044009.
- HUDAK, A. T. e C. A. WESSMAN. 2000. Deforestation in Mwanza District, Malawi, from 1981 to 1992, as determined from Landsat MSS imagery. *Applied Geography*, 20(2): 155-175.
- HUETE, A., K. DIDAN, W. VAN LEEUWEN, T. MIURA e E. GLENN. 2011. MODIS vegetation indices. In: *Land remote sensing and global environmental change*. B. RAMACHANDRAN, C.O. JUSTICE e M.J. ABRAMS (eds.), Springer-Verlag New York, p.579-602.
- ICHOKU, C., L. GIGLIO, M. J. WOOSTER e L. A. REMER. 2008. Global characterization of biomass-burning patterns using satellite measurements of fire radiative energy. *Remote sensing of Environment*, 112(6): 2950-2962.
- INE. 2011. Censo agro-pecuário 2009-2010: Resultados definitivos. Instituto Nacional de Estatística. Maputo. 115 p.
- INE. 2012. Estatísticas do distrito de Gurué. Instituto Nacional de Estatística. Maputo. 32 p.
-

- 
- JACQUIN, A., D. SHEEREN e J.-P. LACOMBE. 2010. Vegetation cover degradation assessment in Madagascar savanna based on trend analysis of MODIS NDVI time series. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 12: S3-S10.
- JUSTICE, C., L. GIGLIO, S. KORONTZI, J. OWENS, J. MORISETTE, D. ROY, J. DESCLOITRES, S. ALLEAUME, F. PETITCOLIN e Y. KAUFMAN. 2002. The MODIS fire products. *Remote sensing of Environment*, 83(1): 244-262.
- KANSCHIK, W. e B. BECKER. 2001. Dry Miombo—ecology of its major plant species and their potential use as bio-indicators. *Plant ecology*, 155(2): 139-146.
- KASHINDYE, A., E. MTALO, M. M. MPANDA, E. LIWA e R. GILIBA. 2013. Multi-temporal assessment of forest cover, stocking parameters and above-ground tree biomass dynamics in Miombo Woodlands of Tanzania. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 7(7): 611-623.
- KENDALL, M. G. 1955. *Rank correlation methods*. Nova Iorque: Hafner Publishing Co.
- KLEIJN, D., F. KOHLER, A. BÁLDI, P. BATÁRY, E. CONCEPCIÓN, Y. CLOUGH, M. DIAZ, D. GABRIEL, A. HOLZSCHUH e E. KNOP. 2009. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 276(1658): 903-909.
- KREBS, P., G. B. PEZZATTI, S. MAZZOLENI, L. M. TALBOT e M. CONEDERA. 2010. Fire regime: history and definition of a key concept in disturbance ecology. *Theory in Biosciences*, 129(1): 53-69.
- LABA, M., S. GREGORY, J. BRADEN, D. OGURCAK, E. HILL, E. FEGRAUS, J. FIORE e S. DEGLORIA. 2002. Conventional and fuzzy accuracy assessment of the New York Gap Analysis Project land cover map. *Remote sensing of Environment*, 81(2): 443-455.
- LAMBIN, E. F., B. L. TURNER, H. J. GEIST, S. B. AGBOLA, A. ANGELSEN, J. W. BRUCE, O. T. COOMES, R. DIRZO, G. FISCHER e C. FOLKE. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global environmental change*, 11(4): 261-269.
- LANGNER, A., J. MIETTINEN e F. SIEGERT. 2009. Land cover change 2002–2005 in Borneo and the role of fire derived from MODIS imagery. 176 p. Dissertação (Tese de doutoramento), Ludwig-Maximilians-Universität München.
- LE MAIRE, G., C. MARSDEN, Y. NOUVELLON, C. GRINAND, R. HAKAMADA, J. STAPE e J. LACLAU. 2011. MODIS NDVI time-series allow the monitoring of Eucalyptus plantation biomass. *Remote sensing of Environment*, 115(10): 2613-2625.
- LILLESAND, T., R. W. KIEFER e J. CHIPMAN. 2014. *Remote sensing and image interpretation*. EUA: John Wiley & Sons. 812 p. ISBN 111834328X.
- LUND, J. F. e T. TREUE. 2008. Are we getting there? Evidence of decentralized forest management from the Tanzanian Miombo woodlands. *World development*, 36(12): 2780-2800.
- LUOGA, E. J., E. WITKOWSKI e K. BALKWILL. 2004. Regeneration by coppicing (resprouting) of miombo (African savanna) trees in relation to land use. *Forest Ecology and Management*, 189(1): 23-35.
- MAE. 2005. Perfil do distrito de Gurué – Província da Zambézia. 54 p.
- MANSOUR, M. 2013. Applications of remote sensing and geographic information system techniques for desertification and land degradation monitoring and assessment in the Tillabéry landscape (Niger). 180 p. Dissertação (Tese de Doutoramento), Universidade de Tübingen.
- MARZOLI, A. 2007. *Inventário florestal nacional*. Maputo, Moçambique: Direcção Nacional de Terras e Florestas, Ministério da Agricultura.
- MAS, J. F. 1999. Monitoring land-cover changes: a comparison of change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*, 20(1): 139-152.
-



- 
- MEA. 2005. *Ecosystems and human well-being*. Washington, DC: Island Press 64 p.
- MITADER. 2015. Intended Nationally Determined Contribution (INDC) of Mozambique to the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC). MINISTÉRIO DA TERRA AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO RURAL. Moçambique. 12 p.
- MITADER. 2016. Estratégia Nacional para a Redução de Emissões de Desmatamento e Degradação Florestal, Conservação de Florestas e Aumento de Reservas de Carbono Através de Florestas (REDD+) 2016-2030. MINISTÉRIO DA TERRA AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO RURAL. Moçambique. 51 p.
- NANVONAMUQUITXO, S. J., F. G. ROJAS e M. P. R. RODRÍGUEZ. 2014. Perfil de los incendios de la vegetación en la provincia de Zambézia, Mozambique de 2007 a 2011. *Revista Cubana de Ciencias Forestales*, 1(2).
- NASA. 2000. Landsat 7 science data users handbook. 186 p.
- NASA. 2015. Landsat 8 (L8) data data users handbook. 106 p.
- NHANTUMBO, I. e S. IZIDINE. 2009. Preparing for REDD in dryland forests: investigating the options and potential synergy for REDD payments in the miombo eco-region: Mozambique country study. IIED. Londres. 57 p.
- OLOFSSON, P., G. M. FOODY, M. HEROLD, S. V. STEHMAN, C. E. WOODCOCK e M. A. WULDER. 2014. Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote sensing of Environment*, 148: 42-57.
- PEREIRA, J. M. 2003. Remote sensing of burned areas in tropical savannas. *International Journal of Wildland Fire*, 12(4): 259-270.
- PETTORELLI, N., J. O. VIK, A. MYSTERUD, J.-M. GAILLARD, C. J. TUCKER e N. C. STENSETH. 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(9): 503-510.
- PIMM, S. L. e P. RAVEN. 2000. Biodiversity: extinction by numbers. *Nature*, 403(6772): 843-845.
- PONTIUS, R. G. e M. MILLONES. 2011. Death to Kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. *International Journal of Remote Sensing*, 32(15): 4407-4429.
- PORTIK, D. M., E. MULUNGU, D. SEQUEIRA e J. MCENTEE. 2013. Herpetological surveys of the Serra Jeci and Namuli massifs, Mozambique, and an annotated checklist of the southern Afromontane archipelago. *Herpetological Review*, 44(3): 394-406.
- RIBEIRO, N. 2007. Interaction between fires and elephants in relation to vegetation structure and composition of miombo woodlands in northern Mozambique. 234 p. Dissertação (Tese de doutoramento), Universidade de Virginia.
- RIBEIRO, N. S., H. H. SHUGART e R. WASHINGTON-ALLEN. 2008a. The effects of fire and elephants on species composition and structure of the Niassa Reserve, northern Mozambique. *Forest Ecology and Management*, 255(5): 1626-1636.
- RIBEIRO, N., S. SAATCHI, H. SHUGART e R. WASHINGTON-ALLEN. 2008b. Aboveground biomass and leaf area index (LAI) mapping for Niassa Reserve, northern Mozambique. *Journal of Geophysical Research*, 113: G02S02.
- ROUSE JR, J. W., R. HAAS, J. SCHELL e D. DEERING. 1974. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. *NASA special publication*, 351.
- ROY, D. P., L. BOSCHETTI, C. O. JUSTICE e J. JU. 2008. The collection 5 MODIS burned area product—Global evaluation by comparison with the MODIS active fire product. *Remote sensing of Environment*, 112(9): 3690-3707.
- ROY, D. P. e L. BOSCHETTI. 2009. Southern Africa validation of the MODIS, L3JRC, and GlobCarbon burned-area products. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 47(4): 1032-1044.
-

- 
- RYAN, C. M. e M. WILLIAMS. 2011. How does fire intensity and frequency affect miombo woodland tree populations and biomass? *Ecological applications*, 21(1): 48-60.
- RYAN, C. M., R. PRITCHARD, I. MCNICOL, M. OWEN, J. A. FISHER e C. LEHMANN. 2016. Ecosystem services from southern African woodlands and their future under global change. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371(1703).
- RYAN, P. G., C. SPOTTISWOODE, V. PARKER, J. GRAHAM, C. COHEN e C. BENTO. 1999. The avifauna and conservation status of the Namuli Massif, northern Mozambique. *Bird Conservation International*, 9(4): 315-331.
- SAKET, M. 1994. *Relatório sobre a actualização do inventário florestal exploratório nacional*. Moçambique: Direcção Nacional de Florestas e Fauna Bravia, Ministério da Agricultura e Desenvolvimento Rural.
- SAN-MIGUEL-AYANZ, J., M. RODRIGUES, S. S. DE OLIVEIRA, C. K. PACHECO, F. MOREIRA, B. DUGUY e A. CAMIA. 2012. Land cover change and fire regime in the European Mediterranean region. In: *Post-fire management and restoration of southern European forests*. F. MOREIRA *et al.* (eds.), Springer Netherlands, Dordrecht, p.21-43.
- SCHOLES, R., J. KENDALL e C. JUSTICE. 1996. The quantity of biomass burned in southern Africa. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 101(D19): 23667-23676.
- SEDANO, F., P. GONG e M. FERRÃO. 2005. Land cover assessment with MODIS imagery in southern African Miombo ecosystems. *Remote sensing of Environment*, 98(4): 429-441.
- SHAFFER, J. 2010. Indigenous Fire Use to Manage Savanna Landscapes in Southern Mozambique. *The Journal of the Association for Fire Ecology*, 6(2): 43-59.
- SHALABY, A. e R. TATEISHI. 2007. Remote sensing and GIS for mapping and monitoring land cover and land-use changes in the Northwestern coastal zone of Egypt. *Applied Geography*, 27(1): 28-41.
- SILESHI, G. e P. MAFONGOYA. 2006. The short-term impact of forest fire on soil invertebrates in the miombo. *Biodiversity & Conservation*, 15(10): 3153-3160.
- SILESHI, G., F. K. AKINNIFESI, O. C. AJAYI, S. CHAKEREDZA, M. KAONGA e P. MATAKALA. 2007. Contributions of agroforestry to ecosystem services in the Miombo eco-region of eastern and southern Africa. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 1(4): 68-80.
- SITOE, A., A. SALOMÃO e S. WERTZ-KANOUNNIKOFF. 2012. *O contexto de REDD+ em Moçambique: causas, actores e instituições*. Bogor, Indonésia: Center for International Forestry Research (CIFOR). 74 p. ISBN 6028693782.
- SITOE, A., I. REMANE, N. RIBEIRO, M. P. FALCÃO, R. MATE, J. NHAMIRRE, S. WALKER, L. MURRAY e J. MELO. 2016. Estudo sobre causas directas e indirectas do desmatamento e degradação florestal em Moçambique - Relatório final. C. WINROCK. Maputo. 36 p.
- SITOE, A. A. e B. S. GUEDES. 2015. Community Forestry Incentives and Challenges in Mozambique. *Forests*, 6(12): 4558-4572.
- STRAHLER, A. H., L. BOSCHETTI, G. M. FOODY, M. A. FRIEDL, M. C. HANSEN, M. HEROLD, P. MAYAUX, J. T. MORISETTE, S. V. STEHMAN e C. E. WOODCOCK. 2006. Global land cover validation: Recommendations for evaluation and accuracy assessment of global land cover maps. European Communities, Luxemburgo. 51 p.
- TARIMO, B., Ø. B. DICK, T. GOBAKKEN e Ø. TOTLAND. 2015. Spatial distribution of temporal dynamics in anthropogenic fires in miombo savanna woodlands of Tanzania. *Carbon balance and management*, 10(1): 1-15.
- TIMBERLAKE, J., F. DOWSETT-LEMAIRE, J. BAYLISS, T. ALVES, S. BAENA, C. BENTO, K. COOK, J. FRANCISCO, T. HARRIS, P. SMITH e C. DE SOUSA. 2009. Mt Namuli, Mozambique: biodiversity and conservation. Royal Botanic Gardens, Kew, Londres. 115 p.
-

- 
- UNFCCC. 2001. Decision 11/cp. 7 - Land-use, land-use change and forestry, report of cop-7. Marrakech. 69 p.
- VAN DER WERF, G. R., J. T. RANDERSON, G. J. COLLATZ e L. GIGLIO. 2003. Carbon emissions from fires in tropical and subtropical ecosystems. *Global Change Biology*, 9(4): 547-562.
- VAN DER WERF, G. R., J. T. RANDERSON, L. GIGLIO, G. COLLATZ, M. MU, P. S. KASIBHATLA, D. C. MORTON, R. DEFRIES, Y. V. JIN e T. T. VAN LEEUWEN. 2010. Global fire emissions and the contribution of deforestation, savanna, forest, agricultural, and peat fires (1997–2009). *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10(23): 11707-11735.
- VAN LANGEVELDE, F., C. A. VAN DE VIJVER, L. KUMAR, J. VAN DE KOPPEL, N. DE RIDDER, J. VAN ANDEL, A. K. SKIDMORE, J. W. HEARNE, L. STROOSNIJDER e W. J. BOND. 2003. Effects of fire and herbivory on the stability of savanna ecosystems. *Ecology*, 84(2): 337-350.
- VAN NOORT, S., A. GARDINER e K. TOLLEY. 2007. New records of *Ficus* (Moraceae) species emphasize the conservation significance of inselbergs in Mozambique. *South African Journal of Botany*, 73(4): 642-649.
- VISSER, H. e T. DE NIJS. 2006. The map comparison kit. *Environmental Modelling & Software*, 21(3): 346-358.
- WAGENBRENNER, J., L. MACDONALD e D. ROUGH. 2006. Effectiveness of three post-fire rehabilitation treatments in the Colorado Front Range. *Hydrological Processes*, 20(14): 2989-3006.
- WANG, Q., S. ADIKU, J. TENHUNEN e A. GRANIER. 2005. On the relationship of NDVI with leaf area index in a deciduous forest site. *Remote sensing of Environment*, 94(2): 244-255.
- WILLIAMS, M., C. RYAN, R. REES, E. SAMBANE, J. FERNANDO e J. GRACE. 2008. Carbon sequestration and biodiversity of re-growing miombo woodlands in Mozambique. *Forest Ecology and Management*, 254(2): 145-155.
- WORLDCLIM. *Global Climate Data*. Disponível em: <http://www.worldclim.org/>. Acesso em: 1 de Setembro de 2016.
- WRIGHT, S. J. e H. C. MULLER-LANDAU. 2006. The future of tropical forest species. *Biotropica*, 38(3): 287-301.
- WULDER, M. A., S. E. FRANKLIN, J. C. WHITE, J. LINKE e S. MAGNUSSEN. 2006. An accuracy assessment framework for large-area land cover classification products derived from medium-resolution satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, 27(4): 663-683.
- ZHU, Z., S. WANG e C. E. WOODCOCK. 2015. Improvement and expansion of the Fmask algorithm: Cloud, cloud shadow, and snow detection for Landsats 4–7, 8, and Sentinel 2 images. *Remote sensing of Environment*, 159: 269-277.
- ZOLHO, R. 2005. Effect of fire frequency on the regeneration of miombo woodland in Nhambita, Mozambique. 71 p. Dissertação (Mestrado em Ciência), Universidade de Edinburgh.
-