

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
CENTRO ESTADUAL DE PESQUISA EM SENSORIAMENTO REMOTO E  
METEOROLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SENSORIAMENTO REMOTO**

**EUFRÁSIO JOÃO SOZINHO NHONGO**

**ESTUDO SOBRE INCÊNDIOS FLORESTAIS NA FLORESTA DE MIOMBO  
RESERVA DO NIASSA-MOÇAMBIQUE, COM BASE EM DADOS DE  
SENSORIAMENTO REMOTO.**

**PORTO ALEGRE, RS**

**2018**

EUFRÁSIO JOÃO SOZINHO NHONGO

**ESTUDO SOBRE INCÊNDIOS FLORESTAIS NA FLORESTA DE MIOMBO  
RESERVA DO NIASSA-MOÇAMBIQUE, COM BASE EM DADOS DE  
SENSORIAMENTO REMOTO.**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), como requisito parcial para a obtenção do título de **Doutor em Sensoriamento Remoto.**

**Orientador:**

Prof. Dra. Denise Cybis Fontana

**Co-Orientador:**

Prof. Dr. Laurindo Antônio Guasselli

**PORTO ALEGRE, RS**

**2018**

**EUFRÁSIO JOÃO SOZINHO NHOGO**

**ESTUDO SOBRE INCÊNDIOS FLORESTAIS NA FLORESTA DE MIOMBO  
RESERVA DO NIASSA-MOÇAMBIQUE, COM BASE EM DADOS  
SENSORIAMENTO REMOTO.**

Tese apresentada ao Curso de Sensoriamento Remoto, da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Sensoriamento Remoto.

**Banca examinadora**

**Orientador:**

---

**Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Denise Cybis Fontana – UFRGS**  
(Presidente/Orientadora)

**Membros:**

---

**Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Tatiana Mora Kuplich (INPE)**

---

**Prof. Dr. Eliseu José Weber (ULBRA)**

---

**Prof. Dr. Luiz Eduardo Oliveira e Cruz de Aragão (INPE)**

Porto Alegre, RS

2018

"Ainda que eu ande pelo vale da sombra da morte,  
não temerei mal algum, pois tu estás comigo; a tua  
vara e o teu cajado me protegem."

**Salmo 23:4**

## AGRADECIMENTOS

A Deus, por ser a minha luz na escuridão, o meu suporte na fraqueza.

À Professora Denise Cybis Fontana pela orientação, apoio, incentivo, nas diversas etapas, contribuindo de forma essencial deste trabalho, meus sinceros agradecimentos.

Ao Co-orientador Laurindo Antônio Guasselli pelo apoio, incentivo e conselhos ao longo da caminhada, meu muito obrigado.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq-MCT) pela concessão de bolsa de Doutorado.

Aos professores do programa em Sensoriamento Remoto UFRGS (Universidade Federal do Rio Grande do Sul) pela forma sábia como transmitiram os seus conhecimentos e a todos os funcionários pela amizade e apoio.

Aos professores Júlio César Dalla Mora Esquerdo e Carolina Bremm, pela co-autoria dos artigos que fazem parte da Tese.

Aos professores do INPE (Instituto Nacional de Pesquisa Espacial), em especial ao Professor Antônio Miguel V. Monteiro, Flávio Jorge Ponzoni e Luiz E.O. de Aragão pelo incentivo na etapa mais delicada do Doutorado.

À minha esposa Delin, pelo amor, carinho, incentivo. Aos meus filhos Adriela e Delvio, que são os maiores presentes de Deus.

Aos meus pais, João Sozinho Nhongo (in memoria) e Maria Imaculada Feio, meus eternos agradecimentos.

Aos colegas do INPE (Mestrado e Doutorado, 2015) e do Centro Estadual de Pesquisas em Sensoriamento Remoto (CPSRM) (2015/2016)

Aos colegas do Laboratório de Estudos em Agricultura e Agrometeorologia (LEAA).

Aos meus familiares, amigos e aos demais, que sempre me apoiaram e em mim confiaram, os meus sinceros agradecimentos!

Meu muito obrigado!

## RESUMO

### ESTUDO SOBRE INCÊNDIOS FLORESTAIS NA FLORESTA DE MIOMBO RESERVA DO NIASSA-MOÇAMBIQUE, COM BASE EM DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO.

**Autor:** Eufrásio João Sozinho Nhongo

**Orientadora:** Denise Cybis Fontana

**Co-orientador:** Laurindo Antônio Guasselli

#### Resumo:

Os incêndios florestais são um dos principais fatores recorrentes de danos ambientais, sociais e econômicos na Reserva do Niassa. A presente pesquisa teve como objetivo entender os fatores causais e os padrões de ocorrência dos incêndios florestais na Reserva do Niassa-Moçambique, com base no conhecimento prévio do padrão de distribuição espacial e da dinâmica temporal da cobertura vegetal, utilizando dados MODIS, entre o período de 2001 a 2015. Para tal foram utilizadas bases de dados, de diferentes produtos do sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*): produto MOD13Q1 (índice de vegetação NDVI - *Normalized Difference Vegetation Index*); produto MCD14ML (Fogo ativo); produto MCD64A1 (Área queimadas). Os dados meteorológicos de precipitação pluvial foram obtidos do *Climate Hazards group InfraRed Precipitation with Station data* (CHIRPS), a temperatura média do ar do ERA Interim; e umidade relativa foi calculada com base na equação da FAO-*Penman-Monteith*. Foram utilizados ainda dados topográficos (Modelo Digital de Terreno) do *Shuttle Radar Topographic Mission* (SRTM) para o cálculo de elevação, declividade e exposição solar. Os dados de vias de acesso e dos assentamentos populacionais foram produzidos pela CENACARTA (Centro Nacional de Cartografia e Teledeteção-Moçambique). O uso de séries temporais de dados NDVI /MODIS permitiu obter informações sobre a fenologia da vegetação, identificar diferentes tipos de cobertura vegetal da Reserva e analisar a sua dinâmica e variabilidade espaço-temporal. A sazonalidade da vegetação da Reserva apresenta ciclos bem marcados com baixos valores na estação seca e valores altos na estação chuvosa. Para análise dos padrões espaço-temporais dos incêndios florestais foram utilizados os produtos MCD14ML (Fogo ativo) e MCD64A1 (Área queimada), utilizando a estatística descritiva, análise de tendência e a densidade de *Kernel*. Foi observado que os incêndios florestais ocorrem entre os meses de agosto a outubro, período de maior ocorrência, e com uma dinâmica espacial que inicia a leste e se desloca para o oeste. Os incêndios ocorrem predominantemente nas florestais decíduas e de montanha. Foi também utilizada a regressão logística para a modelagem de ocorrência de incêndio florestal, com vista à identificação de locais de maior ocorrência de incêndios florestais, e identificação de fatores determinantes para a sua ocorrência. Os resultados revelaram que os principais fatores determinantes para ocorrência dos incêndios florestais na Reserva do Niassa, entre 2001 e 2015, foram fundamentalmente: cobertura vegetal, seguida de temperatura do ar e da elevação. A área de maior ocorrência de incêndios é a zona leste da Reserva. Os resultados obtidos permitiram concluir que a cobertura vegetal é um dos fatores fundamentais da ocorrência de incêndio nas florestais de Miombo. O uso dos dados MODIS, índice de vegetação, focos de incêndio e áreas queimadas demonstrou potencial no estudo de incêndios florestais na Reserva do Niassa.

**Palavras-chave:** Incêndios florestais; MODIS, Índice de Vegetação, Series temporais.

## SUMMARY

**Author:** Eufrásio João Sozinho Nhongo  
**Advisor:** Denise Cybis Fontana  
**Co-adviser:** Laurindo Antônio Guasselli

## STUDY ON FOREST FIRES IN THE FORESTRY OF MIOMBO NIASSA-MOZAMBIQUE RESERVE, BASED ON REMOTE SENSING DATA.

### **Summary:**

Forest fires are one of the main recurring factors of environmental, social and economic damages in Niassa Reserve. The objective of the present research was to understand the causal factors and patterns of occurrence of forest fires in Niassa-Mozambique Reserve, based on prior knowledge of the spatial distribution pattern and temporal dynamics of the vegetation cover using MODIS data between the period from 2001 to 2015. For this purpose, the following databases were used: MODIS sensor (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer): MOD13Q1 (Normalized Difference Vegetation Index); MCD14ML product (active fire); product MCD64A1 (burned area). Meteorological data on rainfall were obtained from the Climate Hazards group InfraRed Precipitation with Station data (CHIRPS), and the average air temperature of ERA Interim; The relative humidity was calculated based on FAO-Penman-Monteith equation. Topographic data (Digital Terrain Model) of the Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM) were used for the calculation of elevation, slope and sun exposure. Data on access routes and population settlements were produced by CENACARTA (National Center for Cartography and Teledetection-Mozambique). The use of NDVI / MODIS temporal data series allowed us to obtain information on vegetation phenology, to identify different types of vegetation cover of the Reserve and to analyze its dynamics and spatio-temporal variability. The seasonality of the Reserve vegetation shows well marked cycles with low values in the dry season and high values in the rainy season. For the analysis of spatiotemporal patterns of forest fires, the products MCD14ML (Active fire) and MCD64A1 (Burned area) were used, using descriptive statistics, trend analysis and Kernel density. It was observed that forest fires occur between August and October, the period of greatest occurrence, and with a spatial dynamics that begins in the east and moves to the west. Fires occur predominantly in deciduous and mountain forests. It was also used logistic regression for modeling of occurrence of forest fire, with a view to the identification of sites of greater occurrence of forest fires, and identification of factors determining its occurrence. The results showed that the main determining factors for the occurrence of forest fires in Niassa Reserve between 2001 and 2015 were fundamentally: vegetation cover, followed by air temperature and elevation. The area with the highest occurrence of fires is the eastern zone of the Reserve. The results obtained allowed to conclude that the vegetation cover is one of the fundamental factors of the fire occurrence in Miombo forest. The use of MODIS data, vegetation index, active fire and burned areas showed potential in the study of forest fires in Niassa Reserve.

**Keywords:** Forest fires; fire risk; MODIS, Vegetation Index, Time Series.

### **Sumário**

|                                                                                                                                                               |                                     |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------|
| Apresentação da estrutura da tese .....                                                                                                                       | 10                                  |
| <b>1 INTRODUÇÃO .....</b>                                                                                                                                     | <b>11</b>                           |
| 1.1 Objetivos .....                                                                                                                                           | 13                                  |
| 1.1.1 Objetivo geral.....                                                                                                                                     | 13                                  |
| 1.1.2 Objetivos específicos.....                                                                                                                              | 13                                  |
| <b>2 Fundamentação teórica .....</b>                                                                                                                          | <b>14</b>                           |
| 2.1 Reserva de Niassa Moçambique.....                                                                                                                         | 14                                  |
| 2.1.1 Incêndios florestais na Reserva do Niassa.....                                                                                                          | 19                                  |
| 2.2 Incêndios florestais .....                                                                                                                                | 21                                  |
| 2.2.1 Fatores de risco a incêndios .....                                                                                                                      | 21                                  |
| 2.2.1.1 Factores Biofísicos .....                                                                                                                             | 22                                  |
| 2.2.1.2 Factores humano .....                                                                                                                                 | 24                                  |
| 2.3 Índice de vegetação (MOD13Q1).....                                                                                                                        | 24                                  |
| 2.4 Series temporais.....                                                                                                                                     | <b>Error! Bookmark not defined.</b> |
| 2.5 Métricas fenológicas .....                                                                                                                                | 28                                  |
| 2.6 Sensoriamento remoto de incêndios Florestais .....                                                                                                        | 29                                  |
| 2.6.1 A detecção de fogo ativo (MODIS MCD14ML) .....                                                                                                          | 29                                  |
| 2.6.2 Identificação de cicatrizes de áreas queimadas.....                                                                                                     | 30                                  |
| 2.6.2.1 Comportamento espectral de áreas queimadas. ....                                                                                                      | 31                                  |
| 2.6.2.2 Produtos de cicatrizes de área queimada (MODIS MCD64A1).....                                                                                          | 34                                  |
| 2.7 Modelagem de risco a incêndios florestais .....                                                                                                           | 36                                  |
| REFERÊNCIAS .....                                                                                                                                             | 38                                  |
| <b>3 RESULTADOS APRESENTADOS NA FORMA DE ARTIGOS CIENTÍFICOS. 56</b>                                                                                          |                                     |
| <b>3.1 ARTIGO 1 - CARACTERIZAÇÃO FENOLÓGICA DA COBERTURA VEGETAL COM BASE EM SÉRIE TEMPORAL NDVI/MODIS NA RESERVA DO NIASSA – MOÇAMBIQUE.....</b>             | <b>57</b>                           |
| <b>3.2 ARTIGO 2 - PADRÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE INCÊNDIOS FLORESTAIS ENTRE 2001-2015, NA RESERVA DO NIASSA-MOÇAMBIQUE, COM BASE EM DADOS DO SENSOR MODIS.....</b> | <b>Error! Bookmark not defined.</b> |
| <b>3.3 ARTIGO 3 - MODELAGEM PROBABILÍSTICA DE OCORRÊNCIA DE INCÊNDIOS FLORESTAIS COM BASE EM REGRESSÃO LOGÍSTICA, RESERVA DO NIASSA-MOÇAMBIQUE. ....</b>      | <b>Error! Bookmark not defined.</b> |
| <b>4 CONSIDERAÇÕES FINAIS. ....</b>                                                                                                                           | <b>Error! Bookmark not defined.</b> |

## LISTA DE FIGURAS

|                                                                                                     |               |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------|
| Figura 1: Localização geográfica da Reserva de Niassa. ....                                         | 14            |
| Figura 2: Climograma da Reserva do Niassa.....                                                      | 16            |
| Figura 3: Distribuição espacial da temperatura do ar, média anual, na Reserva do Niassa .....       | 16            |
| Figura 4: Distribuição espacial da precipitação pluviométrica total anual na Reserva do Niassa..... | 17            |
| Figura 5: Distribuição das ecorregiões de Miombo na África.....                                     | 18            |
| Figura 6: Fotografias mostrando diferentes fitofisionomias da Reserva do Niassa.....                | 19            |
| Figura 7: Mapa altimétrico da Reserva do Niassa, obtido a partir de dados SRTM.....                 | <b>Error!</b> |
| <b>Bookmark not defined.</b>                                                                        |               |
| Figura 8: Comportamento espectral de áreas queimadas. ....                                          | 33            |

## **Apresentação da estrutura da tese**

Esta Tese de Doutorado, intitulada “**ESTUDO SOBRE INCÊNDIOS FLORESTAIS NA FLORESTA DE MIOMBO RESERVA DO NIASSA, COM BASE EM DADOS SENSORIAMENTO REMOTO**”, está estruturada na forma de artigos e é composta das seguintes partes:

Na primeira parte, introdução, é abordada uma síntese dos conceitos fundamentais para a compressão metodológica proposta e do contexto acerca do estudo dos incêndios com base em sensoriamento remoto. Na segunda parte são apresentados os resultados obtidos na forma de artigos científicos já submetidos ou a serem submetidos para publicação, quais sejam:

O Artigo 1 “**CARACTERIZAÇÃO FENOLÓGICA DA COBERTURA VEGETAL COM BASE EM SÉRIE TEMPORAL NDVI/MODIS NA RESERVA DO NIASSA – MOÇAMBIQUE**”, teve como principal objetivo caracterizar a fenologia da cobertura vegetal da Reserva do Niassa, bem como identificar as principais tipologias da cobertura vegetal e analisar a sua variabilidade espectro-temporal. Para tal utilizou-se a série temporal NDVI/MODIS, e para filtragem o filtro *Savitzky-Golay* disponível no programa TIMESAT. Este foi o primeiro estudo realizado na Reserva com base em dados de sensoriamento remoto. Os resultados mostraram que existe um padrão fenológico típico e distinto entre as regiões homogêneas, o qual está relacionado às condições climáticas da região. Esse artigo foi publicado na **Revista Brasileira de Cartografia – Brazilian Journal of Cartography**, submetido em 28 de junho, 2017/ Aceito em 7 de outubro, 2017.

O Artigo 2 “**PADRÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE INCÊNDIOS FLORESTAIS NA RESERVA DO NIASSA-MOÇAMBIQUE, COM BASE EM DADOS DO SENSOR MODIS**”, teve como principal objetivo, analisar os padrões da incidência de incêndios e das áreas queimadas na Reserva do Niassa usando dados MODIS, produto de fogo ativo (MCD14ML) e produto da área queimada (MCD64A1), para o período 2001-2015. Como resultados, para além dos padrões típicos dos incêndios na Reserva do Niassa, identificou-se que os incêndios apresentam uma dinâmica de leste para oeste.

O Artigo 3 “**MODELAGEM PROBABILÍSTICA DE OCORRÊNCIA DE INCÊNDIOS FLORESTAIS COM BASE EM REGRESSÃO LOGÍSTICA, RESERVA DO NIASSA-MOÇAMBIQUE**”, teve como objetivo determinar os fatores determinantes para a ocorrência de incêndios florestais, bem como mapear a probabilidade de ocorrência de incêndios florestais na Reserva do Niassa, utilizando a regressão logística. De acordo com os resultados, os principais fatores determinantes para ocorrência de incêndios foram: o NDVI, a temperatura do ar e a elevação. A distribuição espacial da probabilidade de ocorrência de incêndios revela que: zonas de alto e muito alto risco, localizam-se a oeste e centro-oeste (áreas com maior acúmulo de biomassa seca); zonas de médio risco localizam-se no centro da Reserva; no centro-leste e a leste, a probabilidade de ocorrência de incêndio é de baixo e muito baixo risco. Esse artigo foi submetido a **Revista Geomatics, Natural Hazards and Risk**. Submetido em 04 de outubro de 2018.

A última parte da tese é colocada às considerações finais, apresentando uma conclusão global dos principais resultados obtidos e apresentados nos artigos.

## 1 INTRODUÇÃO

Os incêndios são uma das mais importantes fontes de danos ambientais, econômicos e sociais em diversas regiões ao redor do mundo (UYS *et al.*, 2004; RENARD *et al.*, 2012).

Entende-se como incêndio florestal todo fogo sem controle que incide sobre qualquer forma de vegetação, podendo ter sido provocado pelo homem (por intenção ou negligência) ou por fonte natural (raio) (RAMOS, 1995; PRESTEMON, 2013; YE *et al.*, 2017).

A preocupação com os incêndios florestais é uma realidade global, pois para além dos prejuízos financeiros ela tem trazido prejuízos imensuráveis à biodiversidade e aos ecossistemas (Chidumayo, 1997). Para além do impacto sobre a mudança da estrutura e composição do ecossistema florestal, as queimadas florestais são responsáveis pela emissão de gases de efeito estufa (GEE) que são responsáveis pelas mudanças climáticas, mais concretamente o aquecimento global (Nhamussua, 2015).

Estes prejuízos tendem a aumentar devido ao aumento das incidências de incêndios florestais de grandes proporções em nível global (BOND e KEELEY, 2005).

Em Moçambique estima-se que anualmente os incêndios florestais destroem em média 15 milhões de hectares de florestas de Miombo, apresentando forte tendência de aumento nos últimos anos (DNTF, 2002).

A pressão sobre estas áreas com vista à expansão de áreas de agricultura itinerante, e outras atividades antrópicas, tem aumentado consideravelmente o número de incêndios detetados e áreas queimadas.

A Reserva do Niassa é uma das maiores áreas de conservação do Mundo, de floresta de Miombo. O Miombo é o principal tipo florestal de Moçambique e ocupa aproximadamente 2/3 da superfície total do país, com predominância de espécies de género *Brachystegia*, *Julbernardia*, e *Isoberlina angolensis* (RIBEIRO *et al.*, 2002).

O fogo é parte integral do ecossistema de Miombo, onde a Reserva do Niassa se localiza, sendo um dos fatores-chaves na dinâmica da regeneração, desenvolvimento e distribuição espacial de inúmeras espécies de fauna e flora (CHIDUMAYO, 1988; TRAPNELL, 1959). Segundo RIBEIRO *et al.* (2002) referem que o fogo é um elemento frequente e importante no Miombo, quer como fator ecológico, mas também como instrumento de manejo. Entretanto o impacto do fogo sobre Miombo depende da época e a frequência de ocorrência e da quantidade de material combustível existente na floresta.

Todos os anos entre os meses de maio a outubro há recorrência de incêndios florestais na Reserva de Niassa (TIMBERLAKE *et al.* 2004). Segundo Ribeiro (2017), entre os anos de 2000 e 2012, 45% da área da Reserva queimaram anualmente ou a cada dois anos. Criando deste modo a

redução da cobertura florestal, provocando uma alteração no padrão de distribuição e frequência das queimadas ao longo dos ecossistemas de Miombo na Reserva do Niassa, ameaçando desta forma, a preservação da biodiversidade, alteração do ciclo hidrológico e criando condições para a proliferação de espécies invasoras (MYERS *et al.* 2004; CHIDUMAYO, 1997).

Estudo realizado por Ribeiro *et al.* (2013) demonstrou uma redução da biomassa lenhosa e do índice de valor de importância da espécie *Julbernardia globiflora* na Reserva do Niassa entre os anos de 2005 a 2009. Segundo os mesmos autores este comportamento pode estar ligado ao aumento da frequência de incêndio e consequente alteração do regime de incêndio.

Com advento dos dados satélites e técnicas de Sistema de Informação Geográfica, houve melhorias no entendimento dos fatores e padrões dos incêndios florestais ao nível global, com a utilização de diferentes tipos de sensor, para detecção de focos de incêndio, bem como áreas queimadas.

Não se pode dissociar o estudo dos incêndios florestais na Reserva, com o estudo da vegetação (Florestas de Miombo). Pelas suas características ecológicas, sua sazonalidade e características fenológicas o que influencia nos incêndios.

Estudos desenvolvidos na Reserva do Niassa com base em dados de Sensoriamento Remoto, não levam em consideração o comportamento e as características da cobertura vegetal no estudo dos incêndios. Contudo, este estudo busca o entendimento, dos fatores e padrões dos incêndios, na Reserva do Niassa com base no conhecimento prévio do comportamento da cobertura vegetal, utilizando dados de Sensoriamento Remoto.

Pretende-se com os resultados alcançados nesta pesquisa despertar uma maior atenção para o estado de conservação da área de estudo, quanto ao conhecimento das características da cobertura florestal e de sua influência no padrão dos incêndios e na biodiversidade. O conhecimento dos fatores causais e dos padrões de ocorrência dos incêndios irá facilitar também o planeamento de estratégias de prevenção e combate dos incêndios florestais na Reserva. Além de mais este estudo irá contribuir no entendimento sobre a contribuição dos incêndios florestais na emissão dos gases de efeito de estufa, através da análise padrões e tendência dos incêndios na Reserva do Niassa. Bem como no contexto de mecanismo de REDD+ (Redução de Emissões do Desmatamento, Degradação florestal e aumento dos estoques de carbono), este estudo irá elevar a sensibilidade de todos intervenientes no impacto das queimadas em áreas de conservação (Reserva do Niassa) e na biodiversidade aí existente.

## **1.1 Objetivos**

### **1.1.1 Objetivo geral**

Entender os fatores causais e os padrões de ocorrência dos incêndios florestais na Reserva do Niassa-Moçambique, com base no conhecimento prévio do padrão de distribuição espacial e da dinâmica temporal da cobertura vegetal, utilizando dados MODIS.

### **1.1.2 Objetivos específicos**

- Caracterizar a fenologia da cobertura vegetal, com base em séries temporais de NDVI do sensor MODIS e relacioná-las com regiões homogêneas.
- Analisar o padrão espacial e temporal dos incêndios florestais, detectados a partir de dados MODIS, no período entre 2001 e 2015, na Reserva do Niassa.
- Determinar os principais fatores significativos para a ocorrência de incêndios florestais e mapear a probabilidade a ocorrência de incêndios florestais na Reserva do Niassa, com base em Regressão logística.

## **HIPOTESSES**

- Há uma relação entre a fenologia da vegetação, sazonalidade da vegetação e maior ocorrência de incêndios na Reserva do Niassa.
- Há um padrão espaço-temporal típico e distinto dos incêndios florestais na reserva do Niassa;
- A cobertura vegetal determina significativamente o comportamento distinto dos incêndios florestais na reserva do Niassa.

## 2 Fundamentação teórica

### 2.1 Reserva do Niassa Moçambique.

A Reserva do Niassa localiza-se no Norte da República de Moçambique, entre os paralelos  $11^{\circ} 24' 40.40''$  e  $13^{\circ} 12' 51.86''$  sul, e meridianos  $35^{\circ} 48' 11,48''$  e  $38^{\circ} 52' 46,20''$  leste. É delimitada a norte pelo rio Rovuma junto à Tanzânia e a este pelo rio Lugenda. Com uma área de cerca de 42.311 km<sup>2</sup>, é a maior área protegida do país (perfazendo cerca de 36% do total da área nacional protegida). A Reserva está dividida em duas regiões, uma relativa à área central de conservação, e a outra uma área tampão ao redor da unidade de conservação, onde se localizam os blocos de caça (Figura 1). Entretanto, a região de estudo circunscreve-se a área de conservação, com cerca de 22.953 km<sup>2</sup>.

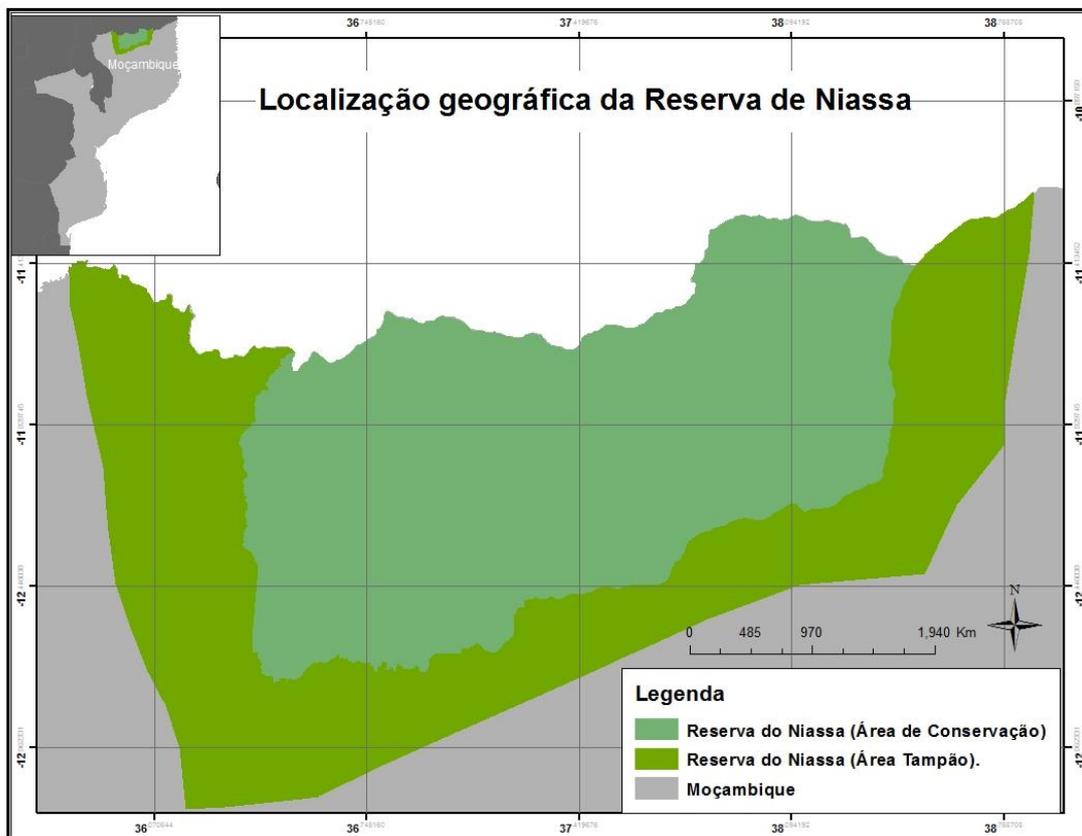


Figura 1: Localização geográfica da Reserva do Niassa.

O relevo da região é caracterizado por altitudes que variam entre 136 e 1.413 m (Figura 7), com aumento crescente de leste para oeste, com ocorrência de depressões hidromórficas suaves ou vales extensos, interrompidos pelas formações rochosas de inselbergs (NHONGO et al., 2017).

Segundo Fonseca (1998) a Reserva do Niassa é abrangida pelo “cinturão de Moçambique, Província de Moçambique – Pré-cambriano”. Entre Mecula-Sede e Gomba encontra-se uma considerável mancha, pertencente ao período entre o karroo e o recente. Distribuídos por quase

toda extensão da Reserva encontram-se os inselbergs, onde se destaca a Serra de Mecula com 441 m de altitude e 45 km de extensão na direção SW-NE. A parte leste e central são dominadas por inselbergs de granito espalhados que se erguem na planície entre 600 e 800 m de altitude (TIMBERLAKE et al., 2004).

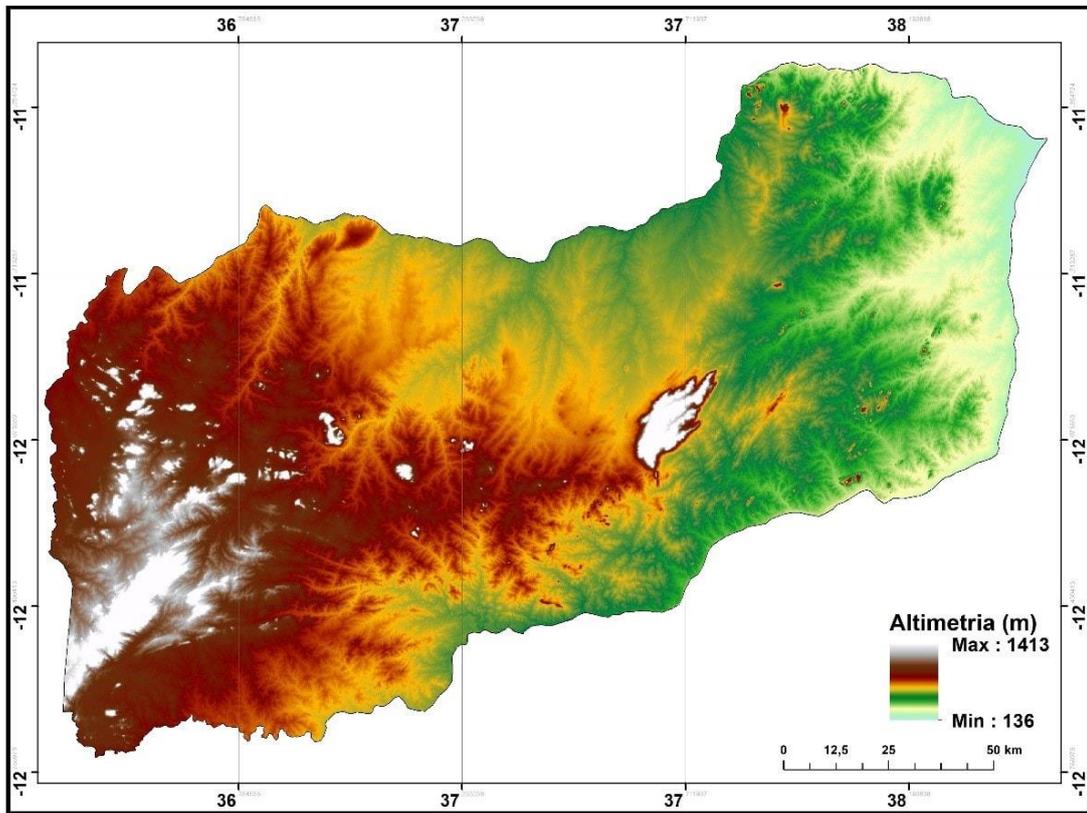


Figura 2: Mapa altimétrico da Reserva do Niassa, obtido a partir de dados SRTM

O clima da região é tropical sub-úmido seco, caracterizado por duas estações bem definidas: uma chuvosa, compreendida basicamente entre os meses de novembro a abril, e outra seca entre os meses de maio a outubro (Figura 2), influenciado pela presença de inselbergs e da Serra de Mecula, que estimulam a precipitação pluvial orográfica, sobretudo a oeste da Reserva. As temperaturas são mais elevadas durante o período chuvoso e no período seco ocorrem temperaturas amenas.

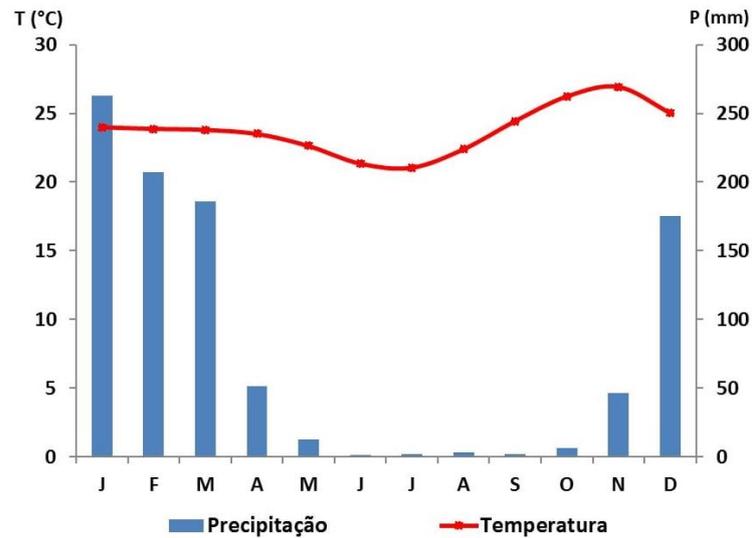


Figura 2: Climograma da Reserva do Niassa

A temperatura média anual varia entre 20° e 26°C, com as mais altas temperaturas localizadas a leste e na área central, e as mais baixas temperaturas a oeste da Reserva (Figura 3). Já a precipitação pluvial média anual varia entre 770 e 1.140 mm. Com o aumento da precipitação de este (800 mm) para oeste (1200 mm). A estação seca estende-se de maio a setembro onde as precipitações não excedem os 20 mm.

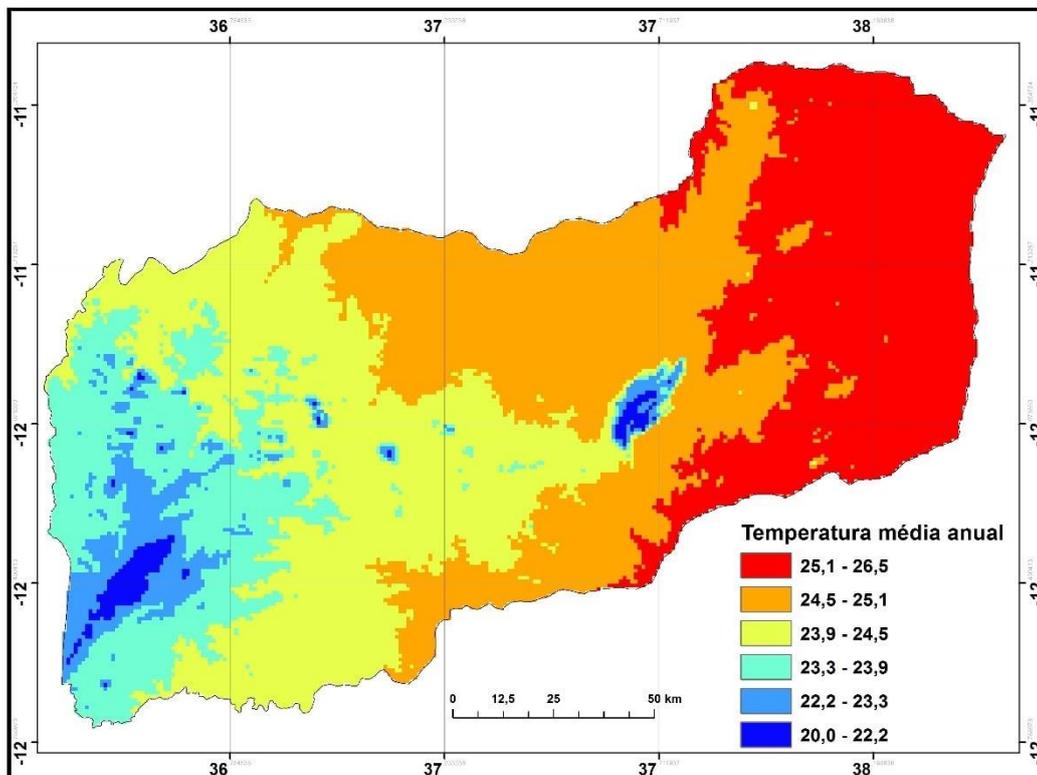


Figura 3: Distribuição espacial da temperatura do ar, média anual, na Reserva do Niassa

Fonte de dado: Fick; Hijmans (2017).

A precipitação pluviométrica média anual varia entre 770 a 1140 mm, com o maior registo de precipitação ocorrendo a leste da reserva e nas montanhas de Mecula. (SRN, 2006).

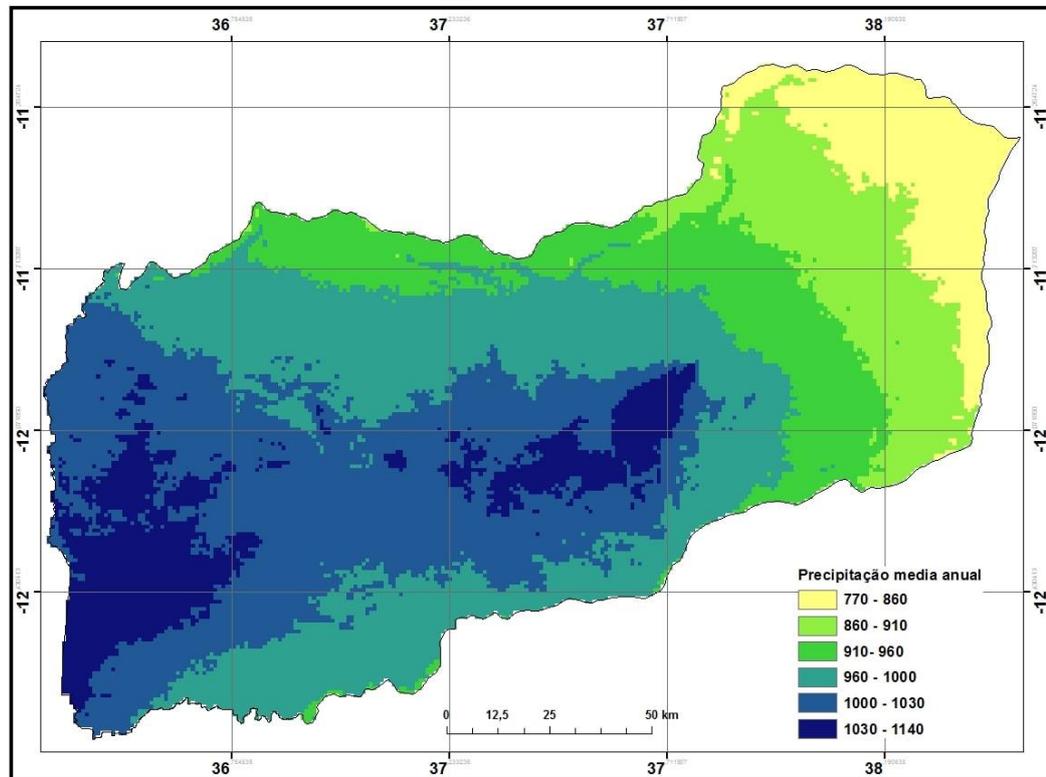


Figura 4: Distribuição espacial da precipitação pluviométrica total anual na Reserva do Niassa.

Fonte de dado: Fick; Hijmans (2017).

Mais de 70% da área total da Reserva Nacional de Niassa é coberta por floresta de Miombo, o que inclui mais de 800 espécies de plantas, metade das quais endêmicas, dominada pelas espécies de árvore como *Julbernardia* e *Brachystegia* (RIBEIRO et al., 2008; RIBEIRO et al., 2013).

As florestais de Miombo (*Brachystegia longifolia*) ocorrem na zona tropical sub-úmida no sul da África (entre a linha do Equador e o trópico de Capricórnio), estendendo-se da Tanzânia até a República Democrática do Congo, no Norte; Angola e Zâmbia no Leste; Malawi, Zimbábue e Moçambique no Sul (FROST, 1996), (Figura 5). É um tipo de vegetação de savana africana que cobre cerca de 2,7 milhões km<sup>2</sup> do continente (MILLINGTON; COLS, 1994; KANSCHIK; BECKER, 2001).

Em Moçambique essas florestais cobrem cerca de 2/3 da superfície (Marzoli, 2007), constituindo a vegetação dominante, e ocorre entre o rio Limpopo no Sul e o rio Rovuma no Norte, correspondendo a aproximadamente 70% da cobertura florestal total do país (MALLEUX, 1981; SAKET et al., 1995). O mosaico de florestas ao longo do Lugenda e do rio Rovuma no Norte da

Província Cabo Delgado faz parte da Reserva do Niassa e é a mais extensa área de Miombo do país (SAKET, 1994).

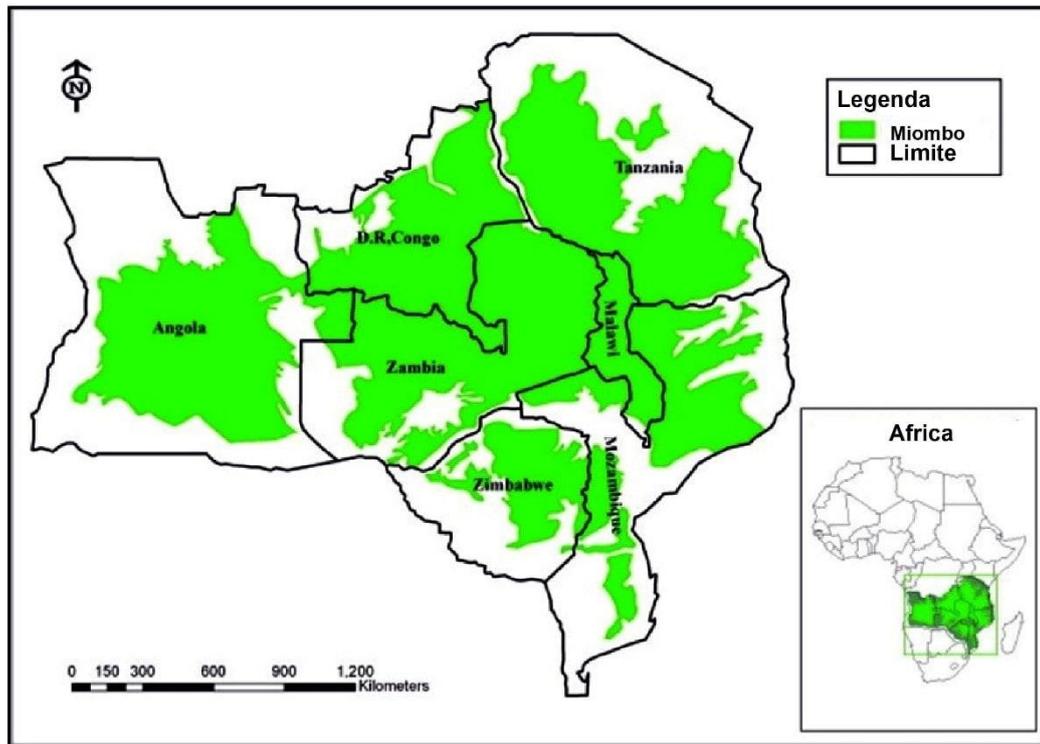


Figura 5: Distribuição das ecorregiões de Miombo na África. Adaptado de Jimu et al., 2017.

Importa referir também, que a maioria das árvores e arbustos do Miombo é decídua, e deixam cair as suas folhas durante a estação seca, entre julho e agosto no Miombo seco, e entre agosto e setembro no Miombo úmido. Com isto, cerca de 91% da produção da biomassa vegetal morta está concentrada durante a época seca entre maio e outubro (FROST, 1996).

Em relação à vegetação da Reserva, de acordo com Nhongo et al. (2017), a cobertura vegetal é caracterizada pela ocorrência de quatro formações vegetais com características fisionômicas distintas: floresta decídua; floresta aberta semi-decídua; floresta de montanha e florestais ribeirinhas e matagal (Figura 3). A floresta decídua cobre cerca de 60% da Reserva, entretanto, no extremo oeste a floresta de Miombo é significativamente mais densa e as árvores possuem uma altura maior em relação ao este.

Segundo Leo-Smith et al. (1997) a Reserva do Niassa tem a mais rica diversidade de fauna e flora de Moçambique. A diversidade faunística inclui *Loxodonta africana*, *Hippotragus niger*, *Panthera leo*, *Lycaon pictus*, *Panthera pardus*, *Bubalus* e mais de 400 espécies de pássaros alguns em perigo de extinção (CRAIG, 2009; SGDRN, 2010). A Reserva tem a mais alta concentração de *Loxodonta africana* do país. Em 2004, a população de *Loxodonta africana* foi estimada em 13.000 animais, com as maiores concentrações a Este da Reserva. A população do *Loxodonta*

*africana* na Reserva do Niassa não migra muito de dentro para fora da Reserva (RIBEIRO et al., 2007).



Figura 6: a) Florestais de Montanha; b) Floresta decídua; c) Floresta aberta semi-decídua; d) Floresta ribeirinha e matagal.

Aproximadamente 45.000 habitantes vivem dentro da área central da Reserva, principalmente em torno de Vila sede de Mecula (Leste) e Mavago (Oeste) (SGDRN, 2010). A densidade populacional é baixa e varia de 0,8 habitantes/km<sup>2</sup> em Mecula até 1,9 habitantes/Km<sup>2</sup> no distrito de Mavago (RIBEIRO et al., 2017).

### 2.1.1 Incêndios florestais na Reserva do Niassa

O fogo é um elemento frequente e importante nas florestais de Miombo, quer como fator ecológico, quer como instrumento de manejo (RIBEIRO et al., 2017). Algumas espécies como *Pterocarpus angolensis*, só germinam depois de passagem do fogo. O impacto do fogo sobre Miombo depende da época, da frequência de ocorrência, da intensidade e da quantidade de material combustível existente na floresta (RIBEIRO et al., 2002).

Ribeiro (2007) analisou a regime de incêndios nas florestais de Miombo, especificamente na Reserva do Niassa, onde identificou que o período de maior incidência das queimadas

corresponde aos meses de agosto a outubro. Um dos aspectos observados é o fato de que os anos mais afetados pelas queimadas são seguidos por anos de baixa incidência de queimadas, muito provavelmente devido à redução da quantidade da biomassa disponível.

O aumento da frequência e a sazonalidade das queimadas nestes ecossistemas influenciam a intensidade e o grau de impacto que o fogo causa sobre a vegetação e a fauna. Queimadas frequentes principalmente na época seca têm reduzido a densidade da população de várias espécies de microfauna do solo, por exemplo, espécies dos gêneros *Annelida*, *Chilopoda*, *Arachnidae* *Hexapoda* (SILESHI; MAFONGOYA, 2005), com forte impacto no balanço dos nutrientes do solo (FROST, 1999).

A intensidade de queimadas nestes ecossistemas é influenciada pela sazonalidade das queimadas. Queimadas que ocorrem entre agosto e outubro são mais intensas do que as que ocorrem entre maio a julho e novembro a abril (CANGELA, 2014). Este gradiente da intensidade de queimadas é influenciada por fatores climáticos, tais como a precipitação pluvial e a temperatura do ar (GAMBIZA et al., 2005). A intensidade da queimada, entretanto, varia dependendo principalmente do material combustível a ser queimado (GOVENDER et al., 2006).

Estudos desenvolvidos por Ribeiro et al. (2008) e Zolho (2005) identificaram que a alteração na frequência e intensidade de queimadas na Reserva do Niassa modificaram a estrutura e composição da vegetação. Também, os autores verificaram transformação de florestais densas em áreas de vegetação aberta dominada por espécies tolerantes ao fogo como, por exemplo, *Dalbergia melanoxylon*, *Acacia polyacantha*, *Cleistochlamys kirkii*, *Crossopteryx febrifuga*, *Pterocarpus rotundifolius*, *Diplorhynchus condilocarpon*, *Cobretum zeyheri*, *Terminalia stenostachya*, *Lonchocarpus capassa* e *Pseudolachnostylis maprouneifolia*.

Sendo assim, a manifestação mais evidente da alteração do regime de queimadas nos ecossistemas de Miombo, é o aumento da frequência e intensidade das queimadas.

Ribeiro (2017), por exemplo, analisou o regime de incêndios entre os anos de 2000 e 2012, e concluiu que o intervalo médio de retorno de fogo para a Reserva do Niassa foi de 3,29 anos, com intervalos mais curtos localizados no leste e norte-central, e que a intensidade do fogo exibiu relação inversa com frequência de fogo.

Em ecossistemas semelhantes, como na Zâmbia, Chidumayo (1997) estimou o intervalo de retorno menor, de 1,6 anos. De acordo com Timberlake et al. (2010) as queimadas são frequentes em regiões de Miombo úmido onde a produção de biomassa é elevada, e estimou um intervalo de retorno de queimadas entre 1 a 5 anos.

Archibald et al. (2010) estudaram o regime de queimadas na região da África Austral entre 2001 e 2009, e constataram que os países com maior incidência de queimadas são Angola, Zâmbia e Moçambique. Neste, mais de metade dos seus territórios foram afetados pelas queimadas mais

de 4 vezes em 8 anos, correspondendo a um intervalo de retorno de aproximadamente 2 anos. O intervalo médio de retorno em ecossistemas de savana e pradaria varia entre 1,7 a 10 anos dependendo da precipitação pluvial e do grau de impacto da ação humana.

## 2.2 Incêndios florestais

Entende-se como incêndio florestal todo fogo sem controle que incide sobre qualquer forma de vegetação, podendo ter sido provocado pelo homem (por intenção ou negligência) ou por fonte natural (raio) (RAMOS, 1995; PRESTEMON, 2013; YE et al, 2017).

Soares e Batista (2001) conceituaram incêndio florestal como uma combustão sem controle que se propaga consumindo os combustíveis naturais de uma floresta, tendo como principal característica o fato de propagar-se livremente, respondendo às variações do ambiente e às influências derivadas dos combustíveis vegetais, do clima e da topografia. Este conceito baseia-se em dois princípios: a existência de fogo sem controle sobre uma vegetação, bem como os fatores da sua propagação, o que influencia na sua ignição e severidade.

Enquanto processo físico-químico de combustão material vegetal, os incêndios florestais encontram-se diretamente dependentes de dois fatores: i) a ignição, que consiste no aparecimento de focos de incêndios após a absorção da energia de ativação pelo material combustível; e ii) a propagação, que consiste na expansão da combustão pelo combustível circundante, podendo este ocorrer por convecção, condução ou radiação (ISA, 2005; WESTERLING et al. 2006).

A análise criteriosa da fonte de ignição e das condições favoráveis à propagação do fogo permite estabelecer potencialmente aonde e como o fogo vai se propagar.

### 2.2.1 Fatores de risco a incêndios

O risco de incêndio (*fire risk*) é a probabilidade de o fogo iniciar-se pela presença e/ou atividade de agentes causadores naturais e/ou antrópicos, sendo composto pela vulnerabilidade e pelo fator de ameaça a que está submetido o ambiente (BROWN; DAVIS, 1973; SARAIVA, 2011).

Já a Sociedade Norte Americana de Floresta (1990, 1998), a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO, 1986), o Comitê Canadense de Manejo de Incêndio Florestal (National Research Council Canada, 1987), o Grupo Coordenador Nacional de Incêndios Florestais, (2015), conceituam o risco de incêndios (*fire risk*) como a medida da probabilidade da ocorrência de incêndios em uma determinada área, sendo resultado de fatores constantes e variáveis, os quais afetam o início, a propagação e a dificuldade de controle de incêndios.

Diversos fatores influenciam no risco a incêndio, tanto na ignição quanto na propagação, tornando impossível prever com precisão o que sucederá quando se inicia um incêndio. Contudo,

para melhor compreensão pode-se classificar os fatores de risco a incêndio em: **Fatores Biofísicos:** climáticos (umidade do ar, temperatura do ar, precipitação pluvial e direção e velocidade do vento); topográficos (declividade, exposição solar e altitude); e tipo de material combustível. E **Fatores Humanos:** vias de acesso, assentamentos humanos, densidade populacional entre outros (FLANNIGAN et al. 2005; HARDY, 2005; GRALEWICZ et al, 2012; PRESTEMON, 2013; ZHANG; WU; LI, 2016).

### 2.2.1.1 Fatores Biofísicos

A temperatura do ar, a umidade relativa do ar, a precipitação pluvial e o vento, são os principais elementos que influenciam o comportamento do fogo, sobretudo a ignição dos combustíveis e a propagação dos incêndios (BATISTA *et al.*, 2002; SOARES *et al.*, 2015).

O ar seco e a alta temperatura fazem com que os combustíveis florestais sequem mais rapidamente, favorecendo sua ignição, ativação e posterior combustão (SOARES, 2009). A temperatura do ar pode influenciar direta e indiretamente na combustão e na propagação dos incêndios florestais, sendo raramente o fator determinante para o início ou propagação do fogo (BATISTA, 1990; FAURIA et al, 2011).

Já a umidade relativa é um dos fatores fundamentais na propagação dos incêndios florestais e um elemento importante na avaliação do grau de dificuldade de combate aos incêndios (SOARES, 1985; MARTIN; BIRK, 2010; ESTES et al., 2017). A umidade dos materiais combustíveis é afetada pela quantidade de vapor de água encontrada no ar, pois eles absorvem a umidade existente no ar (MÉRIDA, 2009). Quando ocorrem altas temperaturas e baixa umidade relativa do ar, a evaporação aumenta e acelera a secagem do material combustível, propiciando risco de incêndios. Assim, a umidade relativa do ar é o principal indicador de risco de incêndio florestal (ABDI, 2018).

Dentre as variáveis meteorológicas que afetam o comportamento do fogo, o vento é o elemento mais variável e menos previsível, sendo importante na taxa de propagação do fogo, uma vez que afeta o fornecimento de oxigênio e a inclinação das chamas (BOTELHO; SALGUEIRO, 1990; MÉRIDA, 2009). O vento afeta o comportamento do fogo ao levar para longe o ar carregado de umidade, acelerando a secagem dos combustíveis e esta variável está diretamente ligada a declividade (SOARES; BATISTA, 2009; LIU, 2007).

Em relação a topografia, importa referir que ela define o comportamento do fogo, uma vez que determina a localização de vários tipos de combustíveis, influenciando seu crescimento e inflamabilidade, devido os seus efeitos sobre o clima, além de afetar as características dos ventos, particularmente os ventos convectivos (BATISTA, 1990). Três fatores topográficos são importantes: altitude, exposição solar e declividade.

O fator da topografia de maior importância é a declividade das encostas. Esta exerce influência nas formas de transmissão de energia, fazendo com que os fenômenos de convecção e radiação sejam mais eficientes em aclives, além do que, quanto maior for o grau de inclinação das ladeiras, maior será a velocidade de propagação do fogo (JAISWAL et al., 2002; MÉRIDA, 2009). Entretanto, baixas elevações têm a tendência de apresentar estações de risco de incêndios mais longas, uma vez que com o aumento da altitude há um decréscimo da temperatura do ar e, conseqüentemente, umidade relativa do ar mais elevada, reduzindo assim o perigo de incêndio (BATISTA et al., 2002).

A exposição das encostas das montanhas em relação ao ângulo de incidência dos raios solares apresenta influência direta sobre a possibilidade de ignição do material combustível e comportamento deste durante o processo de queima (CLAR; CHATTEN, 1975; SKINNER et al., 2006). No sul da linha do equador, onde a Reserva do Niassa localiza-se, a face das montanhas voltadas para o norte é a que recebe maior quantidade de energia, seguida da face oeste (OLIVEIRA, 2002; ILLANA, 2006).

Em resumo, a forma que o relevo se apresenta interfere por si só na progressão dos incêndios em vegetação, mas também exerce influência no regime eólico, na temperatura e na umidade relativa do ar da região, por consequência interfere na forma de propagação dos incêndios em vegetação (FREIRE et al., 2004).

Já em relação a cobertura vegetal, a variação dela implica em mudanças de diversos aspectos relacionados ao comportamento do fogo, principalmente do combustível e condições climáticas (SOARES, 2008), uma vez que essa cobertura é responsável pelo fornecimento do material combustível para queima (BATISTA et al., 2002; HOLDEN et al., 2009) e exerce acentuada influência no microclima.

Segundo Beutling et al. (2005), este é o único fator efetivamente sujeito a alterações antrópicas e, por isso mesmo, passível de controle. De acordo com os autores, os principais fatores que regem o comportamento do fogo são a localização e as características dos combustíveis florestais.

Quando o teor de umidade do material combustível está acima de 25%, a probabilidade de ignição é praticamente nula, sendo esta chamada de “umidade de extinção”. Porém, após longos períodos de estiagem, a umidade dos combustíveis mortos encontra-se abaixo deste valor, aumentando o perigo de ignição (SCOTT; BURGAN, 2005; FERNANDES et al., 2011).

A quantidade de material combustível indicará se o fogo vai se propagar ou não. Se existe uma continuidade uniforme de material combustível na área, as chamas irão se propagar sem obstáculos, caso contrário haverá uma dificuldade do fogo se propagar devido as interrupções do combustível sobre a área (SOARES & BATISTA, 2007; COLLINS et al., 2008).

### 2.2.1.2 Fatores humanos

Existe um grande volume de literatura sobre os fatores relacionados à ocorrência de incêndios florestais. Entretanto muitas análises quantitativas de risco de incêndios florestais, tem dado a menor atenção para a importância das variáveis socioeconômicas ou factores humanos, em detrimento dos factores biofísicos, como topografia, clima e vegetação (YANG et al., 2007; ROMERO-CALCERRADA et al., 2010; GRALA et al., 2017).

As ignições causadas pelo homem são fortemente influenciadas por condições biofísicas, mas uma compreensão mais completa das ignições causadas pelo homem requer a consideração adicional de como os humanos interagem com suas paisagens (PRESTEMON et al., 2013).

Embora os fatores humanos sejam relativamente importantes ao analisar a ignição de incêndios florestais, pouca atenção foi dada a eles até o momento. A razão é a complexidade relativamente alta do comportamento humano, que é frequentemente difícil de medir (ARNDT et al., 2013). Especialmente os dados sobre atividades humanas em áreas florestais (MARTINEZ et al., 2009)

Muitos estudos identificaram uma série de variáveis que estão correlacionadas com, ou devem afetar, incêndios florestais de várias categorias. Estas variáveis incluem: Alteração da cobertura vegetal; distâncias ou proximidade a vias de acesso; proximidade a áreas urbanas; densidade populacional; área de recreação; níveis de desemprego e posse da terra (SYPHARD et al. 2008; ROMERO-CALCERRADA et al., 2009; PEZZATTI et al., 2013; FUSCO et al., 2016; GUO et al., 2017).

Com base em pesquisas conduzidas, em vários locais ao nível do globo, percebeu-se que, embora fatores biofísicos, como acúmulo de combustível e inflamabilidade, desempenhem um papel importante na redução do risco de incêndio, fatores humanos também devem ser incluídos nesses esforços porque as pessoas aumentam o número de ignições, alteram sua distribuição espacial e afetam o regime de incêndios (GRALA; COOKE, 2010; PEZZATTI et al., 2013).

Nesta perspectiva, uma abordagem holística que inclui fatores socioeconômicos associados a fatores biofísicos ajudará a entender melhor as ignições e facilitará o desenvolvimento de estratégias mais eficazes de prevenção de incêndios florestais (MAVSAR et al., 2013).

### 2.3 Índice de vegetação (MOD13Q1)

Índices de vegetação são transformações espectrais de duas ou mais bandas realizadas com o intuito de realçar a contribuição das propriedades da vegetação e permitir comparações entre diferentes condições e estruturas vegetais (PENATTI, 2014).

Eles têm sido bastante utilizados para diversas aplicações como: na detecção de mudanças de uso e cobertura de terras e na estimativa de parâmetros fenológicos e biofísicos relacionados ao

estado da vegetação de extensas áreas da superfície da Terra. (JENSEN, 2009; GINCIENE; BITENCOURT, 2011).

A sua utilização no monitoramento da superfície terrestre apresenta várias vantagens, sendo as principais relacionadas ao fato de, por serem relativos, os valores calculados compensam a variação da intensidade de radiação, e pelo fato de que ocorre uma parcial correção de efeitos atmosféricos e das variações dos ângulos de visada de sensores e dos ângulos solares (LIU, 2007).

Baseando-se no comportamento espectral da vegetação (maior absorção no vermelho e maior reflexão no infravermelho próximo), diversos índices matemáticos foram desenvolvidos para realçar estes sinais da vegetação (ARANTES, 2015): NDVI - *Normalized Difference Vegetation Index* (ROUSE et al., 1973); EVI-*Enhanced Vegetation Index* (HUETE et al., 1997); EVI2 - *Enhanced Vegetation Index 2* (JIANG et al., 2008); SAVI - *Soil Adjusted Vegetation Index* (HUETE, 1988), ARVI - *Atmospherically Resistant Vegetation Index* (KAUFMAN e TANRE, 1992); PVI - *Perpendicular Vegetation Index* (RICHARDSON; WIEGAND, 1977).

Deles destaca-se o NDVI, que é o índice de vegetação mais comumente utilizado para quantificar a condição da vegetação, sendo diretamente relacionado à capacidade fotossintética e absorção de energia das copas das plantas (MOREIRA, 2000; HUETE et al., 2002; WARDLOW; EGBERT, 2010; ZANZARINI et al., 2013). Além disso, o perfil do NDVI tem sido bastante utilizado para detectar atividade fenológica e sazonal, duração do período de crescimento, pico de verde, mudanças fenológicas das folhas e período de senescência (PONZONI; SHIMABUKURO, 2010). O NDVI é obtido pela Equação 1:

$$NDVI = \frac{\rho_{IVP} - \rho_V}{\rho_{IVP} + \rho_V} \quad (1)$$

Onde:  $\rho_{IVP}$  é reflectância nas bandas do infravermelho próximo, e  $\rho_V$  e a reflectancia na banda do vermelho.

Apesar da ampla utilização, o NDVI apresenta algumas limitações, pois sofre influência das condições de solo e da umidade e espalhamento atmosférico, além de saturar em regiões com elevada biomassa (SILVA, 2004). Assim, quando a vegetação é muito densa, o NDVI não mais responde por conta justamente dessa saturação (MUTANGA; SKIDMORE et al., 2004).

Assim, e com vistas a reduzir o sinal de fundo, bem como para mitigar os efeitos do brilho do solo nos casos em que a vegetação é esparsa, diversos índices foram desenvolvidos (por exemplo, PVI e SAVI), sendo estes índices particularmente importante em regiões áridas e semi-áridas. Ambientes, onde os pixels contêm uma mistura de vegetação verde e fundo do solo (HUETE; JUSTICE; LIU, 1994). Ainda que o SAVI seja eficiente quanto à correção dos ruídos de fundo provenientes do sinal do solo, este, à semelhança do NDVI, satura em regiões de alta biomassa (ARANTES, 2015). A fim de contornar essa dificuldade, Huete et al. (1997)

desenvolveram um índice que minimiza a saturação, denominado Índice de Vegetação Realçado (EVI), mais sensível às variações na estrutura do dossel (GAO et al., 2000).

Dentre os índices de vegetação desenvolvidos, destacam-se os produtos Índice de Vegetação (MOD13) do Sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*). O sensor MODIS é um dos cinco instrumentos a bordo da plataforma TERRA EOS (Earth Observing System) AM (Ante Meridiem) e AQUA EOS (Earth Observing System) PM (Post Meridiem). As imagens do sensor MODIS são disponibilizadas gratuitamente pela NASA e possuem alta resolução temporal, que varia de 1 a 16 dias (JUSTICE et al., 2002). Além disso, são oferecidas imagens corrigidas dos efeitos atmosféricos (nuvens, aerossóis etc) e georreferenciadas.

Os produtos MODIS VI (MOD13 – Produto Índice de Vegetação) fornecem comparações contínuas, espaciais e temporais de condições temporais da vegetação, que podem ser usadas para monitorar a atividade fotossintética da vegetação terrestre em apoio à detecção de alterações fenológicas e interpretações biofísicas (LATORRE et al., 2007; SOLANO, et al, 2010; DIDAN et al, 2015).

Este produto dispõe de dois índices de vegetação: NDVI e EVI, produzidos em composição de 16 dias, com 250m, 500 metros e 1 km de resolução espacial. A fim de eliminar a maior parte da cobertura de nuvens nas imagens diárias, tem sido utilizado o procedimento de imagens Composição de Máximo Valor (CMV) (HOLBEN, 1986). A composição de Máximo Valor (CMV) Consiste em analisar os valores de VI numa base pixel a pixel, num período de tempo pré-definido, e retendo o maior valor para cada localização de pixel (HOLBEN, 2007). As imagens do CMV são obtidas quando todos os pixels foram avaliados e estão altamente relacionados à dinâmica da vegetação verde.

Também fazem parte deste produto: duas imagens com informações que atestam a qualidade dos produtos Índice de Vegetação (NDVI Quality e EVI Quality); imagens reflectância das bandas RED, BLUE, NIR e MIR; três imagens referentes à maneira em que estes dados foram adquiridos (ângulo de visada, ângulo zenital solar e azimute).

Várias melhorias têm sido aplicadas a estes produtos, a partir das suas coleções. Na coleção 5 (C5), uma das melhorias mais importantes, foi o novo esquema de filtragem de qualidade e um método de composição modificadas para lidar com as nuvens residuais e rotuladas incorretamente (SOLANO et al 2010). Essas mudanças melhoraram positivamente todos os produtos, com melhor identificação de observação menos turva das entradas diárias (DJAVIDNIA et al., 2010). Contudo com o passar de anos, múltiplos resultados inconsistentes foram relatados na Coleção 5 (C5), que mais tarde foram identificados como sendo principalmente causados por degradação do sensor (ZHAO; RUNNING, 2011; LYAPUSTIN et al., 2014; WANG et al., 2012). Para a melhoria destes problemas e outros, a NASA iniciou uma atualização do produto MODIS

da Coleção 5 para a Coleção 6, para Terra e Aqua em fevereiro de 2015, com base em uma nova abordagem de calibração (LYAPUSTIN et al., 2014). Em comparação com o C5, no MODIS-C6, as principais melhorias foram não só a remoção dos impactos da degradação do sensor, mas também o uso de dados pré-combinados e modificação do método de Composição de Máximo Valor (CMV) do ângulo de Visão Restrita para trabalhar com este novo fluxo de entrada (DIDAN et al., 2015; DETSCH et al., 2016).

Apesar disso, o produto MODIS13Q1/NDVI coleção 5, com resolução espacial de 250m tem sido amplamente utilizados em estudos de dinâmica de vegetação global e regional e na estimativa de parâmetros biofísicos da vegetação (JACQUIN et al., 2010; XU et al., 2011; ZHAO; RUNNING, 2011; ZHOU et al., 2014; GONG et al., 2015; HUTCHINSON et al., 2015; SEDDON et al., 2016), apresentando resultados satisfatórios.

## **2.4 Series temporal**

Uma série temporal pode ser definida como qualquer conjunto de observações ordenadas no tempo, sendo classificadas em contínuas ou discretas (MORETTIN; TOLOI, 2006). Segundo os autores, a análise de uma série temporal permite prever valores futuros da série e verificar a existência de tendências e periodicidades nos dados.

Dessa maneira, dados de séries temporais de sensoriamento remoto são ferramentas úteis para identificar e caracterizar as dinâmicas dos ecossistemas terrestres, em escala temporal (ZHOU; ZHANG, 2013). Permitem também detectar diferentes tipos de alterações, sejam ocorridas no âmbito da tendência da série temporal as quais, podem indicar ocorrências de distúrbios, causados por fatores naturais ou antrópicos, como: Fogo, ataques de insetos, que podem refletir as alterações sazonais, ou que indiquem mudanças fenológicas (BRADLEY et al., 2007; VERBESSELT et al., 2010; SINHA; KUMAR; SARKAR, 2013).

O uso de séries temporais, entretanto, implica em lidar com grande quantidade de dados, elevada capacidade de processamento e armazenamento, além da utilização de algoritmos específicos para extração de informações (BORGES, 2014). Às vezes essas séries são contaminadas por ruídos, o que implica o uso de filtros para removê-los ou minimizá-los (SANTANA et al., 2010). Em geral, a filtragem ou a suavização de dados facilita as análises de séries temporais de satélites, eliminando os picos abruptos irrealistas e valores aberrantes que aparecem no perfil de Índice de Vegetação (FONTANA et al., 2008; SANTOS et al., 2012).

Buscando contornar esse problema, diferentes técnicas de filtragem têm sido propostas com objetivo de eliminar os ruídos dessas imagens de modo a resultar numa imagem cuja resposta esteja baseada num sinal sem interferência. Delas destacam-se: Logística Dupla (ZHANG et al., 2003); Função harmônica polinomial (BECK et al., 2006); filtragem adaptativa através de

*Savitzky-Golay* (CHEN et al., 2004); função *Gaussiana Assimétrica* (JONSSON; EKLUNDH, 2002), também utilizados no programa TIMESAT.

Dos métodos apresentados e utilizados o *Savitzky-Golay* é um método de filtragem adaptativa, baseado em média móvel, cujo valor da janela é pré-estabelecido conforme a natureza do ruído. É um método considerado mais flexível, em relação à suavização dos espectros temporais, quando comparado aos demais (BORGES, 2014). Já a função *Gaussiana assimétrica* é um método mais restritivo, por isso é menos sensível ao ruído, o que possibilita a sua utilização quando se trata da necessidade de se fazer ajustes mais incisivos nos dados (JONSSON; EKLUNDH, 2002; BORGES, 2014).

Apesar de vários estudos terem focado na comparação de técnicas de redução de ruído de índices de vegetação, ainda não há um acordo sobre qual filtro é o melhor para suavizar as séries temporais (CHEN et al., 2004; BECK et al., 2006; HIRD; McDERMID, 2009).

## 2.5 Métricas fenológicas

A fenologia é o estudo da ocorrência de eventos biológicos, a influência de fatores bióticos e abióticos nestes eventos e a relação entre as fenofases (fases caracterizadas por estes eventos) entre as mesmas espécies ou espécies diferentes (CLELAND et al., 2007; MAIGNAN et al., 2008). Os estudos de fenologia vegetal estão diretamente ligados ao calendário de eventos sazonais como, por exemplo, a brotação, a floração, a frutificação (incluindo dispersão), a senescência e a queda de folhas (HMIMINA et al., 2013). Nesta perspectiva a fenologia, assim como a sazonalidade, são aspectos complementares do funcionamento de ecossistemas (ARANTES, 2015).

As métricas fenológicas são parâmetros descritivos da estação de crescimento da vegetação e podem ser utilizadas para estimar as diversas fases do ciclo anual de desenvolvimento da vegetação (PENATTI, 2014). Medidas secundárias derivadas destas incluem: a taxa de rebrota, a taxa de senescência, o intervalo do índice de vegetação e a integral do índice de vegetação no tempo (REED et al., 1994; JÖNSSON; EKLUNDH, 2004).

As métricas fenológicas exploram as informações do ciclo de crescimento sazonal, que podem ser influenciadas por fatores não climáticos, perturbações biogênicas e antropogênicas (incêndios, degradação da terra, ataques de insetos) ou variações de temperatura e precipitação (POTTER et al., 2003; JULIEN; SOBRINO, 2009).

Alguma limitação do uso de séries temporais de índice de vegetação para estimar a fenologia decorre do fato de que a resposta desta é complexa por combinar a resposta fenológica de diferentes espécies, os regimes de micro e macro clima, os solos, o manejo e as coberturas vegetais, o que difere da noção tradicional da fenologia de espécies (ZHANG et al., 2003; BEURS; HENEGBRY, 2010). Assim, a fenologia derivada de índices de vegetação não corresponde

diretamente a eventos fenológicos baseados em medidas de campo, mas provêm de indicadores da dinâmica da vegetação (REED et al., 1994). É importante ter em consideração que os estudos de fenologia por satélite não fornecem informações tão detalhadas como as obtidas em estudos convencionais de campo.

Contudo, a utilização das técnicas de sensoriamento remoto constitui importante alternativa para os estudos fenológicos convencionais (CLELAND et al., 2007; GANGULY et al., 2010). Embora fenofases, como a floração e a frutificação, não possam ser identificadas em imagens orbitais de moderada resolução espacial, várias métricas fenológicas podem ser extraídas destes dados devido a sua regularidade, alta frequência temporal e a grande abrangência espacial dos dados (CLELAND et al., 2007).

Dados fenológicos derivados de séries temporais podem fornecer importantes subsídios para a definição de época mais apropriada para extrair informações, bem como no estudo das queimadas, tendo em consideração que esta é uma área com maiores ocorrências de incêndios florestais.

Os estudos sobre os fatores que afetam os padrões fenológicos, bem como a sua influência nos padrões de incêndios, são de grande valia pois a passagem do fogo provoca diferentes respostas na fenologia reprodutiva das plantas (SOUZA, 2011), bem como o padrão fenológico, também irá determinar o padrão e a intensidade dos incêndios florestais.

## **2.6 Sensoriamento remoto de incêndios florestais**

Há duas abordagens distintas no estudo de queimadas com dados orbitais: detecção de fogo ativo; identificação de cicatrizes de queimadas (FRANÇA, 2001; AYANS et al., 2005; SETZER et al., 2007).

### **2.6.1 A detecção de fogo ativo (MODIS MCD14ML)**

A identificação de fogos ativos de incêndios é feita a partir das bandas termais. A vegetação em combustão geralmente atinge valores de temperatura em torno de 800K e nessa situação, o pico de emissão de energia radiante concentra-se em torno de 3,0 a 5,0  $\mu\text{m}$  (FRANÇA, 2000; OOSTER et al., 2005). Esta faixa de comprimento de onda é a que melhor caracteriza uma queimada, conforme a lei de Stefan-Boltzman e Wien (ROBINSON, 1991; JENSEN, 2009). Neste intervalo, a radiação emitida pela terra é baixa, dada a temperatura média de cerca de 300K. Dessa forma, nas imagens obtidas na região de 3,0 a 5,0  $\mu\text{m}$ , os fogos ativos são facilmente identificáveis, destacando-se das superfícies que estão em temperatura ambiente.

Como a identificação de focos de incêndios se baseia na detecção da radiação eletromagnética emitida pelas altas temperaturas atingidas nos incêndios florestais, este tipo de identificação somente é possível quando há coincidência entre o momento de passagem do sensor

e o momento de ocorrência do incêndio (MARTÍN; CHUVIECO, 1995), fator que contribui para o aumento dos erros de omissão na quantificação dos incêndios (LENTILE et al., 2006). Também, os sinais podem permanecer confusos, quando gerados por refinarias de gás/ petróleo e erupções vulcânicas.

Diversos sensores vêm sendo utilizados na detecção de focos ativos, com diferentes resoluções espaciais e temporais. Dentre os sistemas sensores operacionais e utilizados destacam-se o GOES (*Geostacionary Operation Environment Satellite*); o AVHRR (*Advanced Very High Resolution Radiometer*), o BIRD (*Bi-Spectral Infrared Detection*) e o HSRS (*Hot Spot Recognition Sensor*), o MODIS (TERRA e AQUA).

Entretanto dos sensores MODIS, destaca-se, o produto MODIS de fogo ativo (MCD14DL-MODIS, Locais de incêndio quase em tempo real (NRT); MCD14ML- Produto global de localização de fogo mensal). Em geral, o produto MODIS de incêndio, em tempo quase real (MCD14DL), não deve ser usado para análises de séries temporais ou estudos de longo prazo, para tais fins, o produto padrão MCD14ML é mais apropriado (GIGLIO, 2015).

O Produto MODIS MCD14ML é o produto derivado da combinação do produto de fogo ativo MOD14 e MYD14. É um produto global de localização de incêndio mensal, e como referido, resulta da combinação dos dados de Terra e Aqua MODIS Nível 2. Os dados são representados como os centroides geográficos do respectivo pixel de 1 km, onde um incêndio ou outra anomalia térmica (Vulcões) é detetado no momento da passagem do satélite (JUSTICE et al., 2002). O tamanho real de um incêndio detetado pode ser muito menor que a resolução espacial de 1 km dos dados.

Ele é produzido usando um algoritmo contextual que aplica limiares às temperaturas de brilho dos canais infravermelhos médios e infravermelhos térmicos (T4 e T11) do instrumento MODIS (GIGLIO *et al.*, 2003, 2006). E para limitar detecções falsas, pixels em potencial de incêndios passam por uma série de testes, operações de mascaramento e testes de rejeição.

Segundo Giglio et al. (2003), o MODIS possui dois canais de 4  $\mu\text{m}$  (21 e 22) e, geralmente, o canal 22 é usado para detetar incêndios ativos. No entanto, quando satura ou faltam dados, ele é substituído pelo canal 21 (MATAVEL et al., 2018).

O produto pode subestimar a ocorrência de incêndios em situações que incluem condições de neblina, início e fim do fogo entre passagem do satélite, incêndios ocorrendo sob o dossel da floresta e incêndios muito pequenos ou muito fracos para serem detetados a 1 km de resolução de pixel MODIS (ANDERSON et al., 2015). Entretanto, a superestimação pode estar associada a alvos com temperaturas contrastantes (por exemplo, limite de solo sem vegetação em um dia quente) e solos arenosos ou rochas expostas, que podem ter alta temperatura em dias quentes (SCHROEDER et al., 2008).

O reprocessamento de todo o arquivo de dados MODIS é realizado periodicamente com a incorporação de melhor calibração, refinamentos de algoritmos e aprimoramento de dados *upstream* em todos os produtos MODIS. O arquivo de dados atualizados do MODIS resultante de cada reprocessamento é chamado de coleção. Coleções posteriores substituem todas as coleções anteriores. Várias coleções já foram desenvolvidas e a mais recente é a coleção 6, que teve início em 2015.

Em comparação com coleção anteriores, a coleção 6 apresenta varias melhorias como: Incidência reduzida de falsos alarmes causados por pequenas clareiras florestais; Melhoria na detecção de pequenos incêndios; Rejeição expandida do brilho do sol; Máscara de nuvem ligeiramente melhorada; ligeiro ajuste do cálculo de confiança de detecção (GIGLIO, 2015).

O conjunto de dados fornece geolocalização, brilho (Temperatura de brilho, em kelvin), scan, track, (Varredura), data de aquisição, horário de aquisição, satélite, instrumento, versão, brilho T31, Potencia Radiativa do Fogo e confiabilidade (Nível de confiança dos fogos detetados, classificados em: baixo (0-30%) moderado (30-80%) e alto (80-100%).). De acordo com Giglio (2015), usuários que exigem menos alarmes falsos, é recomendado a utilização de pixels de fogo de confiança nominal ou alta confiança e tratar os pixels de fogo de baixa confiança como pixels de terra claros e não inflamáveis.

Diversos trabalhos utilizaram os Produtos MCD14ML, apresentando resultados satisfatórios (ANDERSON et al., 2015; BISWAS et al., 2015; STRYDOM et al., 2016; YUKILI et al., 2016; FORNACCA et al., 2017). Para este estudo foi utilizada o Produto MCD14ML, coleção 6, pelas vantagens já apresentadas.

## **2.6.2 Identificação de cicatrizes de áreas queimadas**

### **2.6.2.1 Comportamento espectral de áreas queimadas**

O conhecimento do comportamento espectral é fundamental no estudo e mapeamento de áreas queimadas, utilizando sensores orbitais (CHUVIECO; CONGALTON, 1988).

Os sensores orbitais podem registrar quatro tipos de sinais espectrais proveniente das queimadas: 1) O fogo emite radiação perceptível através do canal termal, este canal é utilizado na detecção de focos ativos, registrando as queimadas que estão ocorrendo na hora da passagem do satélite (JUSTICE; MORISETTE; ROY, 2002; SCHROEDER et al., 2014); 2) Aerossóis produzidos pelas fumaças, que são perceptíveis aos canais espectrais dos sensores orbitais; 3) os resíduos sólidos do carvão e; 4) a estrutura da vegetação alterada (cicatriz) (PEREIRA et al., 1999). Os resíduos de carvão e a cicatriz na vegetação produzem sinais espectrais mais duradouros, que permitem estimar a área afetada pelo fogo, sendo preferíveis para avaliar danos ecológicos e econômicos e estimar emissões em detrimento de focos de incêndios (PEREIRA, 2007). Contudo,

estes sinais são sujeitos a confusão com outros tipos de superfície e processos de alteração da cobertura do solo, ou mesmo com efeitos externos, como sombras corpos d'água, agricultura, rochas (PEREIRA, 2003), bem como com a permanência do sinal espectral deixado pela deposição das cinzas e da cicatriz na vegetação e a presença de nuvens e sombras nas imagens (TRIGG; FLASSE, 2001).

Sendo assim, as cicatrizes de queimadas não apresentam o que pode se chamar de assinatura espectral, a qual permite identificá-las facilmente de modo automatizado nas imagens de sensoriamento remoto. Ao contrário, estas apresentam uma grande variabilidade de resposta espectral, dependendo do tipo de vegetação atingida, da eficiência da queimada, do substrato da estrutura e estágio fenológico da vegetação. Além disso, existem variações ao longo de tempo (FRANÇA; RIBEIRO, 2008).

Contudo, as alterações ocorridas após a ação do fogo são o ponto de partida para os estudos a respeito das áreas queimadas, possibilitando a caracterização espectral dessas áreas (CHUVIECO; CONGALTON, 1988). As alterações podem incluir a retirada ou diminuição da vegetação, alterações na estrutura do solo, deposição de cinzas e carvão e regeneração da vegetação (ROY et al., 2002; EPTING et al., 2005; BOSCHETTI et al., 2010).

Apesar dos diversos estudos já desenvolvidos utilizando o sensoriamento remoto para mapeamento de áreas queimadas, esta técnica ainda é considerada um desafio (BOSCHETTI et al., 2015). Isso se deve à grande diversidade dos ecossistemas e seus diferentes comportamentos em relação ao fogo, diferentes usos do solo, semelhança espectral das queimadas com diferentes alvos (sombra, corpos d'água, rochas), tempo de permanência das cicatrizes de queimadas e persistência de nuvens nas imagens (PEREIRA, 2003). Bem como as áreas atingidas pelo fogo, observadas em imagens orbitais, nem sempre são compostas por pixels puros de carvão, sobretudo quando tais imagens apresentam baixa resolução espacial (PESSOA, 2014). É frequente notar que esses pixels incluem além do carvão, vegetação seca, exposição do substrato (solo ou rocha), parte de vegetação não queimada, dentre outros tipos de cobertura (SMITH et al., 2010; VERAVERBEKE et al., 2012).

Além disso, o aumento da mistura de alvos para a alteração do comportamento espectral das áreas afetadas é influenciado também pelo início do processo de rebrota (CORONA et al., 2008; BOSCHETTI et al., 2010), podendo comprometer ainda mais as análises que dependem do reconhecimento dos sinais da presença do carvão.

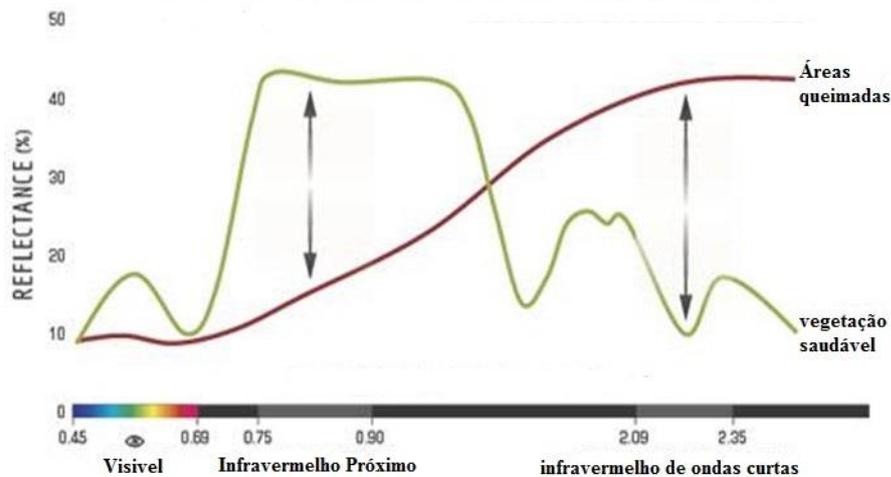
Sendo, assim, fundamentalmente, o comportamento espectral do carvão apresenta baixos valores de reflectância em toda a faixa do espectro eletromagnético, mostrando valores mais baixos na região do visível e um pequeno aumento em direção ao infravermelho de ondas curtas (SILVA, 2015) (Figura 9).

No visível, as queimadas confundem-se com a vegetação verde densa, e também com água, solos muito escuros e zonas úmidas (FRANÇA, 2004), com a variação de reflectância após queimadas crescente ou decrescente (KOUTSIAS; KARTERIS, 1998).

O Infravermelho próximo é, sem dúvida, a região espectral que melhor permite discriminar entre áreas queimadas e outras superfícies, como vegetação e solos não muito escuros (PEREIRA et al., 1999). Após a ocorrência de queimadas há uma redução de reflectância em comparação com a vegetação sadia (KOUTSIAS; KARTERIS, 1998; PEREIRA et al., 1999). De acordo com França (2004), essa queda é de consenso na literatura, independentemente do ecossistema ou da cobertura vegetal. Sendo assim, este canal é bastante recomendado no mapeamento de queimadas.

Já no infravermelho médio, a perda de água contida nos tecidos das plantas é o fator determinante para o aumento da reflectância desse canal, após uma queimada (FRANÇA, 2004). Segundo Libonati et al. (2010), a vantagem desta janela espectral no mapeamento de queimadas deve-se ao fato de esse canal não ser sensível à presença de aerossóis.

Sendo assim, a variação de reflectância espectral induzida pelo fogo é negativa no Infravermelho Próximo e positiva no Infravermelho Medio, gerando um sinal bastante distinto (PEREIRA, 2007).



**Figura 7:** Comportamento espectral de áreas queimadas.

Fonte: adaptado <https://www.earthdatascience.org>

As alterações no comportamento espectral das áreas queimadas, verificadas ao longo do tempo, fazem com que o tempo decorrido desde o momento da ocorrência do incêndio até o momento do imageamento da área afetada, seja crucial para o bom desempenho de metodologias dependentes do sinal da presença do carvão (PESSOA, 2014). Quanto maior a diferença temporal entre a ocorrência do incêndio e a detecção da área, menor a probabilidade da área ser identificada (CORONA et al., 2008), podendo resultar em erros de omissão. Este problema torna-se mais sério nas savanas, onde a baixa quantidade de biomassa disponível faz com que a quantidade de cinzas

e carvão depositados seja pequena, e conseqüentemente acabe sendo rapidamente removida pelas chuvas ou vento (PESSOA, 2014).

### **2.6.2.2 Produtos de cicatrizes de área queimada (MODIS MCD64A1).**

A pesquisa sobre produtos de sensoriamento remoto de áreas queimadas teve inícios nos anos 80, com o trabalho técnico para delinear a representação global do número de fogos e da área queimada. (MOUILLOT et al. 2014).

Os Produtos da global de áreas queimadas são projetados para capturar mudanças abruptas entre reflectâncias pré e pós-fogo que são causadas pelo efeito de alteração da queima da biomassa e do depósito de carvão e cinzas no solo (FORNACCA, 2017). De acordo com Mouillot et al. (2014), estes produtos ou algoritmos foram desenvolvidos inicialmente para estudos climáticos, contudo com o passar do tempo passaram a ser utilizados por diversos ramos da ciência e por gestores ambientais.

Um efeito colateral inesperado desse desenvolvimento de produtos de áreas queimadas tem sido o crescente uso desses dados globais para análise do regime de fogo regional, onde faltam estatísticas de incêndio e representam hoje uma comunidade significativa de usuários (MOUILLOT et al. 2014). Desde o lançamento dos primeiros conjuntos globais de dados de áreas queimadas, discrepâncias significativas nas estimativas de área e padrões espaciais foram observadas (BOSCHETTI et al. 2004). E uma das desvantagens destes produtos é a baixa resolução espacial que provoca uma omissão das pequenas queimadas, o que se considera o principal fator limitante desses dados (GIGLIO et al. 2010; PADILLA et al. 2014).

Nos últimos anos, vários produtos (algoritmos) foram desenvolvidos e disponibilizados à comunidade internacional derivados de diversos sensores, destacando-se: GLOBALSCAR, que utiliza dados dos sensores ERS-2 e ATSR-sensor (SIMON et al, 2004); L3JRC, baseado nos dados SPOT-VEGETATION (TANSEY et al, 2008; ROY et al 2009); PROBA-V Copernicus Produto de áreas queimadas (TANSEY et al, 2008); MERIS Fire CCI (ALONSO-CANAS; CHUVIECO, 2015); MODIS produto de áreas queimadas MCD45A1 (ROY et al. 2005) e MCD64A1 (GIGLIO et al. 2009), possuem métodos distintos, apesar de derivados do mesmo sensor.

Destes, os produtos MODIS MCD45A1 e MCD64A1 são mais apreciados pelo usuário final, por conta da sua acessibilidade, manipulação amigáveis, sua resolução espacial relativamente alta (500 m) e sua confiabilidade (MOUILLOT et al., 2014; PADILLA et al, 2015).

Um dos primeiros produtos produzidos e tornado publicamente disponível foi produto MCD45A1, Coleção 5 (C5), distribuído mensalmente. Este produto utiliza dados diários das plataformas Terra e Aqua e é gerado a partir de uma série temporal de dados diários de reflectância da superfície terrestre. O algoritmo utilizado analisa a dinâmica diária de reflectância da superfície

para localizar mudanças rápidas e assim, consegue mapear a data aproximada da queima, além da extensão espacial (BOSCHETTI et al., 2013). O algoritmo modela, em uma base temporal contínua, os efeitos bidirecionais na série temporal diária do MODIS para identificar mudanças persistentes na reflectância de superfície devido à queima (ROY et al., 2005). Várias alterações de algoritmos foram desenvolvidas para redução de erros de omissão e comissão subsequentemente seguidos, com uma Coleção reprocessada 5.1 (C5.1) lançada em meados de 2013, (GIGLIO et al., 2018).

Já o produto de mapeamento de área queimada MCD64A1, combina imagens diárias de reflectância de superfície MODIS, com dados de fogo ativo MODIS de 1 km, para mapear a queima em uma base diária a 500 m de resolução espacial (GIGLIO et al., 2009). O algoritmo híbrido aplica limites dinâmicos para imagens compostas geradas a partir de um índice de vegetação sensível às queimadas, derivado dos canais infravermelhos MODIS de ondas curtas 5 e 7, e uma medida de textura temporal. (HUMBER, 2018). As camadas de dados do produto MCD64 incluem, data de gravação, incerteza de dados de gravação, garantia de qualidade e primeiro dia e último dia de detecção confiável de alterações do ano (RUIZ et al., 2014).

O Produto MCD64A1, coleção 6, apresenta uma melhora geral na detecção de áreas queimadas sobre coleções passadas. Em particular, uma melhor detecção de pequenos incêndios e a adaptabilidade a diferentes condições regionais em múltiplos ecossistemas estão entre os principais aspectos positivos deste produto (FORNACCA et al., 2017).

Segundo, Giglio et al., (2009) o uso de focos ativos e dados de reflectância permite uma adaptação regional do algoritmo em uma ampla gama de condições pré e pós-queima nos diferentes ecossistemas terrestres.

Vários estudos foram desenvolvidos com vista a analisar a potencialidade e confiabilidade deste produto. Zidane et al. (2017) analisaram a confiabilidade dos dados MODIS MCD64A1 e MCD45A1, nas florestais mediterrâneas no Marrocos, e concluíram que o produto MCD64A1 fornece resultados satisfatórios na detecção de incêndios, mas com uma superestimação do tamanho da queima, enquanto o MCD45A1 apresentou resultados não confiáveis.

Humbera et al. (2018) analisaram, a performance espacial e temporal dos produtos de áreas queimadas: Fire CCI, Copernicus Areas queimadas, MODIS MCD45A1, e MODIS MCD64A. Concluíram que o produto MCD64A apresentou bom desempenho, detetando significativamente mais área queimada do que o MODIS MCD45A1 e Copernicus Áreas queimadas.

Tsela et al. (2014) validaram dois produtos MODIS de área queimadas com base em dados LANDSAT, na África do Sul. Os resultados mostram que MCD45A1 apresentou maiores probabilidades de detecção (isto é 3,0%-37,9%) para pequenas frações  $\leq 50\%$ , enquanto MCD64A1 pareceu mais confiável (isto é, 12,0% -89,2%) na detecção de grandes frações, mais do que 50% de

um pixel MODIS queimado, respetivamente. Estes resultados tem uma grande implicação no monitoramento das áreas queimadas no Sul da Africa e contribui para a compreensão do alcance e das fontes de erros presentes nos produtos da área queimada MODIS.

## 2.7 Modelagem de risco a incêndios florestais

Um modelo é a representação de algum objeto ou sistema, numa linguagem ou forma de fácil acesso e uso, com o objetivo de entendê-lo e buscar suas respostas para diferentes entradas (TUCCI, 1998). Rennó e Soares (2000) conceituam um modelo como uma representação simplificada da realidade, auxiliando no entendimento dos processos que envolvem esta realidade.

Modelos são cada vez mais utilizados em estudos de risco a incêndios. O entendimento de padrões de ocorrência de incêndios e a previsão de risco de incêndios florestais são passos essenciais para a sua prevenção, através de maior vigilância nas áreas de risco e restrições de acesso a estes locais (FERNANDES, 1998; HERING *et al.*, 2009).

Métodos e modelos acoplados a Sistemas de Informação Geográfica, integrando dados de sensoriamento remoto, têm sido frequentemente usados para modelar a probabilidade de risco a incêndio e determinar os fatores controladores, em grande escala local e regional (ESKANDARI; MIESEL, 2017). Eles podem ser divididos em três grupos fundamentais: modelos empíricos, modelos estatísticos e modelos baseados em algoritmos de aprendizado de máquina (PRASAD *et al.*, 2006; PHILLIPS *et al.*, 2006; De BEM, 2017).

Os modelos empíricos são métodos ponderativos nos quais os pesos são atribuídos às variáveis em função da opinião e experiência de especialistas, gerando um índice final de risco que se enquadra em faixas de risco, também determinadas por especialistas (De BEM, 2017). A principal desvantagem deste tipo de modelo é a natureza subjetiva em sua elaboração. Elas podem ser estruturadas em três grandes categorias, baseando-se nas variáveis utilizadas (SAN-MIGUEL-AYANZ *et al.*, 2003; VERDE, 2008): Modelos *dinâmicos*, compostos por fatores com moderada ou grande variação, associados sobretudo a aspetos meteorológicos correlativos com o comportamento do fogo, como o vento ou a temperatura, umidade relativa e o estado da vegetação (HUESCA *et al.*, 2009, ALVES, 2002) Modelos *estruturais*, que consideram a favorabilidade do território à ocorrência de incêndios em função de variáveis espaciais, composta por fatores com pouca ou nenhuma variação ao longo do tempo, como: declive, exposição, ocupação do solo, altitude, vias de acesso (CHUVIECO; CONGALTON, 1989; PURI *et al.*, 2011). E por último os modelos híbridos, que englobam as variáveis dos modelos *estruturais* e *dinâmicos* (VERDE, 2008).

Já algoritmos de aprendizado de máquina referem-se a modelos computacionais com a capacidade de aprender e realizar inferências sobre um conjunto de dados. Estudos sobre o risco

de incêndios florestais têm feito uso destes algoritmos e têm demonstrado bons resultados, destacam-se: Floresta Aleatória (PRASAD et al., 2006); Árvore de Decisão (LOZANO *et al.*, 2008); Rede Neural Artificial (de VASCONCELOS et al., 2001; COSTAFREDA-AUMEDES et al., 2015); Algoritmo de Máxima Entropia (RENARD et al., 2012).

Por último, temos os modelos estatísticos que se baseiam na relação entre as variáveis independentes (clima, topografia, tipo de vegetação, etc.) e uma variável de resposta (quantidade de área queimada, número de focos de incêndios) (De BEM, 2017). Delas destacam-se: Modelos Lineares Generalizados, (Vilar et al, 2016); Modelo Auto Regressivo (PRESTEMON *et al.*, 2012); Regressão Logística (LI *et al.*, 2012; ZHANG *et al.*, 2013); Regressão Linear Múltipla (Oliveira *et al.*, 2012); Splines de Regressão Adaptativa Multivariada (FRIEDMAN, 1991).

Dentre os modelos estatísticos, destaca-se a Regressão Logística, modelo comumente utilizado em estudos de probabilidade de risco a incêndio, bem como utilizado na determinação dos fatores críticos a ocorrência de riscos a incêndio florestais, ao nível local e global.

Esta técnica de regressão é frequentemente utilizada quando a variável dependente a ser prevista é dicotômica de acordo com os valores de um grupo de variáveis preditoras (Martínez et al 2004).

Ela apresenta varias vantagens, comparativamente com outros métodos, pois aceita uma mistura de variáveis contínuas e categóricas, bem como variáveis não normalmente distribuídas (CATRY et al., 2009; ZHANG et al., 2014). Outra vantagem é que ela pode relacionar a variável independente observada localmente a cada registro de incêndio (Taylor et al. 2013)

Segundo Hosmer e Lameshow (1989), o principal objetivo da regressão logística é achar o melhor relacionamento e um conjunto de variáveis explanatórias ou preditivas, sendo o modelo final aquele que apresenta o melhor ajuste matemático e for razoavelmente de se explicar. Ela baseia-se na seguinte função:

$$P_i = \frac{1}{1 + e^{-z_i}} \quad (1)$$

$$\text{Onde: } z_i = \alpha + \beta_1 X_{i1} + \beta_2 X_{i2} + \dots + \beta_p X_{ip} \quad (2)$$

Em que:  $P$  é a probabilidade de ocorrência do evento, ela deve ser incluída como uma variável dicotômica;  $z$  é obtido a partir de uma combinação linear das variáveis independentes estimados a partir de um ajuste de máxima verossimilhança. Com uma constante  $\alpha$ , coeficiente de regressão linear parcial  $\beta$  e valores originais de variáveis  $x$ . O resultado da equação de regressão é um valor de  $P(i)$  entre 0 e 1.

A regressão logística tem sido intensamente usada para modelar a probabilidade de ocorrência de incêndios (CATRY, et al. 2009; PEW & LARSEN 2001; VASCONCELOS et al.

2001; SYPHARD et al. 2008; PADILLA & VEGA-GARCIA, 2011; MAGNUSSEN & TAYLOR, 2012).

Contudo, o desenvolvimento de um modelo de predição de incêndios sempre apresenta dificuldades, principalmente decorrentes das incertezas associadas ao comportamento humano com relação aos incêndios (PHILLIPS e NICKEY, 1978), assim como requer um entendimento completo da importância relativa dos vários fatores que afetam a ocorrência de incêndios (HEGEMAN *et al.*, 2014).

## REFERÊNCIAS

ALONSO-CANAS, I.; CHUVIECO, E. Global burned area mapping from ENVISAT-MERIS and MODIS active fire data. **Remote Sens. Environ.** **2015**, 163, 140–152.

ATZBERGER, C; EILERSB, P. A time series for monitoring vegetation activity and phenology at 10-daily time steps covering large parts of South America. **International Journal of Digital Earth**, Vol. 4, No. 5, September 2011, 365-386. 2011

ANDERSON, L. O; Aragao, L.E.O; GLOOR, M; ARAI, E; ADAMI, M; SATCHI, S; MALHI, Y; SHIMABUKURO, Y; BARLOW, J; BERENQUER, E; DUARTE, V. Disentangling the contribution of multiple land covers to fire-mediated carbon emissions in Amazonia during the 2010 drought, **Global Biogeochem. Cycles**, 29. 2015.

ARANTES, A. Fenologia da vegetação e a sua relação com a água e o carbono em ambientes de Cerrado no Brasil: Influências do uso e cobertura da terra no passado, presente e futuro. 2015, p. 23-26. Dissertação (Mestrado em Geografia) - **Universidade Federal de Goiás**, Goiás, 2015.

ARNDT N, VACIK H, KOCH V, ARPACI A, GOSSOW H. Modelling human-caused forest fire ignition for assessing forest fire danger in Austria. **iForest** **6**: 315-325. 2013.

ALONSON-BETANZONS A.; FONTENLA-ROMERO O; GUIJARRO-BERDINAS B, An Intelligent SYSTEM FOR FOREST FIRE RISK PREDICTION AND FIRE FIGHTING management in Galicia. **Expert Systems with Applications**, 2003.

ARCHIBALD S, SCHOLE S R, ROY D, ROBERTS G, Boschetti L Southern African fire regimes as revealed by remote sensing. **International Journal of Wildland Fire**. 861–878. 2010.

AYANS, J. S. M.; RAVAIL, N.; KELHA, V.; OLLERO, A. Active Fire Detection for Fire Emergency Management: Potential and limitations for the operational use of Remote Sensing. **Natural Hazards** , v. 35, p. 361-376, 2005.

ANDERSON, H.E & BROWN, J.K. Fuel characteristics and fire behavior consideration on the wildlands. In: protecting people and homes from wildfires in the interior west. Proceeding of the symposium and workshop, Misoula, **Int. Res. Station. Gen. Tech. Report-251**, 1988.

BECK, P. S. A.; ATZBERGER, C.; HOGDA, K. A.; JOHANSEN, B.; SKIDMORE, A. K. Improved monitoring of vegetation dynamics at very high latitudes: a new method using MODIS NDVI. **Remote Sensing of Environment**, v. 100, p. 321-334, 2006.

BROWN, A. A.; DAVIS, K. P. **Forest fire: control and use**. 2. ed. New York: McGraw-Hill, 686 p.1973.

BORGES, E. F.; SANO, E. E.; MEDRADO, E. “Radiometric quality and performance of TIMESAT for smoothing moderate resolution imaging spectroradiometer enhanced vegetation index time series from western Bahia State, Brazil.” **Journal of Applied Remote Sensing**. v. 8, p. 6, 2014.

BATISTA, A. C. Incêndios florestais. Recife: Imprensa Universitária da **UFRPE**, 1990.

BATISTA, A. C.; OLIVEIRA, D. S.; SOARES, R. V. Zoneamento de risco de incêndios florestais para o estado do Paraná. Curitiba: **FUPEF**, 2002.

BATISTA, A. C.; OLIVEIRA, D. S.; SOARES, R. V. **Zoneamento de risco de incêndios florestais para o estado do Paraná**. Curitiba: FUPEF, 2002. 86 p. (Série técnica n. 2).

BROWN, A.A. & DAVIS, K.P. Forest Fire-Control and use. New York, **McGraw Hill**, 2<sup>nd</sup> Ed, 1973.

BEUTLING, A.; BATISTA, A. C.; SOARES, R. V.; VITORINO, M. D. Quantificação de material combustível superficial em reflorestamentos de Araucaria angustifolia (Bert.) O. Ktze. **Floresta**, Curitiba, v. 35, n. 3, p. 465 - 472, 2005.

BEURS, K.M., ; HENEUBRY, G.M. Land surface phenology, climate variation, and institutional change: Analyzing agricultural land cover change in kazakhstan. **Remote Sensing of Environment**. 497-509. 2004.

BOSCHETTI L, ROY D, JUSTICE C, GIGLIO L Global assessment of the temporal reporting accuracy and precision of the MODIS burned área product. **International Journal of Wildland Fire** 19 , 705–709. 2010.

BUTT, B., TURNER, W. D., SINGH, A., AND BROTTM, L.: Use of MODIS NDVI to evaluate changing latitudinal gradients of rangeland phenology in Sudano-Sahelian West Africa, *Remote Sens. En-viron.*, 115, 3367–3376, 2011.

BECK, P. S. A.; ATZBERGER, C.; HØGDA, K. A.; JOHANSEN, B.; SKIDMORE, A. K. Improved monitoring of vegetation dynamics at very high latitudes: A new method using MODIS NDVI. *Remote Sensing of Environment*, v. 100, p. 321-334, 2006.

BOSCHETTI, L., H. D. EVA, P. A. BRIVIO, AND J.-M. GREGOIRE. “Lessons to be Learned from the Comparison of Three Satellite-Derived Biomass Burning Products.” **Geophysical Research Letters** 31 (21). 2004.

BOSCHETTI, L.; ROY, D.; HOFFMANN, A. A; HUMBER, M. **MODIS Collection 5.1 Burned Area Product - MCD45. User’s Guide**. Version 3.0.1. 2013.

BISWAS S, VADREVU KP, LWIN ZM, LASKO K, JUSTICE CO. Factors Controlling Vegetation Fires in Protected and Non-Protected Areas of Myanmar. **PLoS ONE** 10(4): 2015.

- BRADLEY, B. A.; JACOB, R. W.; HERMANCE, J. F.; MUSTARD, J. F. A curve fitting procedure to derive inter-annual phenologies from time series of noisy satellite NDVI data. **Remote Sensing of Environment**, v. 106, n. 2, p. 137-145, 2007.
- CHIDUMAYO EN. Miombo ecology and management: An introduction. **Stockholm Environment Institute**: Stockholm. 1997.
- CHUVIECO, E.; CONGALTON, R. G. Mapping and inventory of forest fires from digital processing of TM data. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, Falls Church, v. 3, p. 41-53, 1988.
- CANGELA, A. Caracterização e Mapeamento do Regime de Queimadas na Reserva Nacional de Niassa . Dissertacao de Mestrado, **Universidade Eduardo Mondlane**. 2014.
- CHIDUMAYO, A. Re-Assessment of Effects of Fire on Miombo Regeneration in the Zambian Copperbelt. **Journal of Tropical Ecology** . 4:361-372. 1988.
- CATRY, F.X.; REGO, F.C.; BACAO, F.L. Moreira, F. Modeling and mapping wildfire ignition risk in Portugal. **Int. J. Wildland Fire**, 18, 921–931. 2009.
- CLAR, C. R.; CHATTEN, L. R. Principles of forest fire management. California: **Office of Procurement**.. 274 p. 1975
- CHIDUMAYO, E. & FROST, P. Population Biology of Miombo trees. Em Campbell, B. The Miombo in transition: woodlands and welfare in Africa, 59-72. **CIFOR, Bogor**, Indonésia, 1996.
- COLLINS, B. M., J. D. MILLER, A. E. THODE, M. KELLY, J. W. VAN AGTENDONK, AND S. L. STEPHENS. Interac-tions among wildland fires in a long-established Sierra Nevada natural fire area. **Ecosystems** 12:114–128. 2008.
- CORONA P, LAMONACA A, CHIRICI G. Remote sensing support for post fire forest management. **iForest** 1: 6-12. 2008.
- CHUVIECO, E; CONGALTON, R. Application of Remote Sensing and Geographic Information Systems to Forest Fire Hazard Mapping. **REMOTE SENS. ENVIRON**. 29:147-159.1989.
- CLELAND, E. E.; CHUINE, I.; MENZEL, A.; MOONEY, H. A.; SCHWARTZ, M. D. Hifting plant phenology in response to global change. **Trends in Ecology and Evolution**. v. 22, n. 7, p. 357–365, 2007.
- CHEN, J.; JÖNSSON, P.; TAMURA, M.; GU, Z.; MATSUSHITA, B.; EKLUNDH, L. A simple method for reconstructing a high-quality NDVI time-series data set based on the Savitzky–Golay filter. **Remote Sens. Environ.**, 91, 332–344. 2004.
- CATRY, F.X.; REGO, F.C.; BACAO, F.L. Moreira, F. Modeling and mapping wildfire ignition risk in Portugal. **Int. J. Wildland Fire**, 18, 921–931. 2009.
- DJAVIDNIA, S.; MÉLIN, F.; HOEPFFNER, N.; Comparison of global ocean colour data records. **Ocean Sci**. 6 (1), 61–76. 2010.

DIDAN, K.; MUNOZ, A.B.; SOLANO, R.; HUETE, A. MODIS Vegetation Index User's Guide (MOD13 Series); Version 3.0.0 (Collection 6); Vegetation Index and Phenology Lab, The University of Arizona: Tucson, AZ, USA, 2015.

DETSCH, F.; OTTE, I.; APPELHANS, T.; NAUSS, T.; A comparative study of cross-product NDVI dynamics in the kilimanjaro region-a matter of sensor, degradation calibration, and significance. **Remote Sensing**. 8, 159. 2016.

DIDAN, K. *MOD13Q1 MODIS/Terra Vegetation Indices 16-Day L3 Global 250m SIN Grid V006*. NASA EOSDIS LP DAAC. 2015.

De BEM. P. Previsão de vulnerabilidade a incêndios florestais utilizando regressão logística e redes neurais artificiais: um estudo de caso no distrito federal brasileiro. Universidade de Brasília. Instituto de Ciências Humanas. **Departamento de Geografia Programa de Pós-graduação em Geografia**. Brasília-df: dezembro de 2017

ESTES, B. L.; KNAPP, E. E., SKINNER C. N, J. D. MILLER, AND H. K. PREISLER. Factors influencing fire severity under moderate burning conditions in the Klamath Mountains, northern California, USA. **Ecosphere**. 2017.

EPTING, J., VERBYLA, D., E SORBEL, B. Evaluation of remotely sensed indices for assessing burn severity in interior Alaska using Landsat TM and ETM+. **Remote Sensing of Environment**, 96,328-339. 2005

FERRAZ, S.F.B. & VETTORAZZI, C.A. Mapeamento de risco de incêndios florestais por meio de sistema de informações geográficas (SIG). **Scientia Forestalis**, v.53, p.39-48. 1998.

FICK, S.E. AND R.J. HIJMANS. Worldclim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**. 2017.

FONSECA, A., Participação Comunitaria na Gestão da Reserva do Niassa. Uma contribuição para análise espacial. **Universidade Eduardo Mondlane**. 1998.

FAURIA, M.M., S.T. MICHALETZ, AND E.A. JOHNSON. Predicting climate change effects on wildfires requires linking processes across scales. **Wiley Interdisciplinary Reviews—Climate Change** 2: 99 –112. 2011.

FRIEDMAN, J.H. Multivariate Adaptive Regression Splines. **Annals of Statistics**,19(1), 1-67. (Discussion: pp. 67-141). 1991.

FLANNIGAN MD, LOGAN K, AMIRO B, SKINNER W, STOCKS B. Future área burned in Canada. **Climatic Change** 72 , 1–16. 2005.

FUSCO, E. J., ABATZOGLOU, J. T., BALCH, J. K., FINN, J. T., & BRADLEY, B. A. Quantifying the human influence on fire ignition across the western USA. **Ecological Applications**, 26, 2390–2401.2016.

FAURIA, M.M.; MICHALETZ, S.T.; JOHNSON, E.A. Predicting climate change effects on wildfires requires linking processes across scales. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*. 2(1): 99-112. 2011.

FERNANDES, P. M.; LOUREIRO, C.; PALHEIRO, P.; VALE-GONÇALVES, H.; FERNANDES, M. M.; CRUZ, M. G. Fuels and fire hazard in blue gum (*Eucalyptus globulus*) stands in Portugal. *Boletín del CIDEU*, Huelva, v. 10, p. 53 - 61, 2011.

FRANÇA, H. Identificação e mapeamento de cicatrizes de queimadas com imagens AVHRR/NOAA. In: \_\_\_\_\_. **Aplicações ambientais brasileiras dos satélites NOAA e TIROS-N**. São Paulo: Oficina de Textos, 2004. p. 57-78.

FORNACCA, D; REN, G; E XIAO, W. Performance of Three MODIS Fire Products (MCD45A1, MCD64A1, MCD14ML), and ESA Fire\_CCI in a Mountainous Area of Northwest Yunnan, China, Characterized by Frequent Small Fires. *remote sensing*. 2017.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). Wildland fire management terminology. FAO Forestry Paper 70, **Food and Agriculture Organization of the United Nations**, 257 pp. 1986.

FREIRE, S. H.; CARRÃO, H.; CAETANO, M. R. **Produção de cartografia de risco de incêndio florestal com recurso a imagens de satélite e dados auxiliares**. Lisboa: IGP, 2002.

FROST, P. The Ecology of Miombo Woodlands. pp. 11-57. In B.M. Campbell (Ed): *The Miombo in Transition: Woodlands and Welfare in Africa*. **Center for International Forestry Research**, Bogor, Indonesia. 1996.

FRANÇA, A. M. S.; SANO, E. E. Mapeamento de áreas de Campo Limpo Úmido no Distrito Federal a partir de fusão de imagens multiespectrais. *Sociedade & Natureza*, v. 23 n. 2, p. 197-209, 2011.

FRANÇA, H. Metodologia de identificação e quantificação de áreas queimadas no Cerrado com imagens AVHRR/NOAA. Tese (Doutorado). **Universidade de São Paulo (USP)**, São Paulo, 2000.

FRANÇA, H, SETZER, A.W., AVHRR temporal analysis of a savana site in Brazil . *International Journal of Remote sensing*, 19(16), 3127-3140, 1998

FREIRE, S.; CARRÃO, H. e CAETANO, M.R. **Produção de Cartografia de Risco de Incêndio Florestal com Recurso a Imagens de Satélite e Dados Auxiliares**. Lisboa: **Instituto Geográfico**. Português, 2004.

GRALA, K.; GRALA, R.K.; HUSSAIN, A.; COOKE, W.H.; VARNER, J.M. Impact of human factors on wildfire occurrence in Mississippi, United States. *For. Policy Econ.* 2017, 81, 38–47.

GIGLIO, L. MODIS Collection 6 Active Fire Product User's Guide. Department of Geographic Sciences. **University of Maryland**. 2015.

GIGLIO, L.; LOBODA, T.; ROY, D.P.; QUAYLE, B.; JUSTICE, C.O. An active-fire based burned area mapping algorithm for the MODIS sensor. *Remote Sens. Environ.* 2009, 113, p.408–420.

GOVENDER, N., TROLLOPE, W.S.W. AND VAN WILGEN, B.W. The effect of fire season, fire frequency, rainfall and management on fire intensity in savanna vegetation in South Africa. **Journal of Applied Ecology** 43, 748–58. 2006.

GANGULY, A. ; CHAKRAVORTY, R. ; SARKAR, A. ; HALDAR, P. Johnson grass [*Sorghum halepense* (L.) Pers.]: a potential food plant for attaining higher grasshopper biomass in acridid farms. **The Philippine Agricultural Scientist**, 93 (3): 329-336.2010.

GUO, F., SU, Z., TIGABU, M., YANG, X., LIN, F., LIANG, H. Spatial modelling of fire drivers in urban-forest ecosystems in China. **Forests**, 8, 180. 2017.

GONG , K. KAWAMURA, N. ISHIKAWA, M. GOTO, T. WULAN, D. ALATENG, T. YIN, AND Y. ITO. MODIS normalized difference vegetation index (NDVI) and vegetation phenology dynamics in the Inner Mongolia grassland. **Solid Earth**, 6, 1185–1194, 2015.

GONG, Z; KAWAMURA, K; ISHIKAWA, N; GOTO, M; WULAN, T; ALATEND, D; YIN, T; ITO, Y. 2015 MODIS normalized difference vegetation index (NDVI) and vegetation phenology dynamics in the Inner Mongolia grassland. **Solid Earth**, 6, 1185–1194, 2015.

GOLDAMMER, J. G.; PEÑAFIEL. S. R. Fire in the pine-grassland biomes of tropical and subtropical Asia: In GOLDAMMER, J. G. (Ed.) Fire in the tropical biota: ecosystem processes and global challenges. v. 84. **Springer-Verlag: Berlin, Heidelberg**, New York, London, Paris, Tokyo, Hong Kong, Barcelona, 1990.

GINCIENE, B. R.; BITENCOURT, M. D. “Utilização do EVI (*Enhanced Vegetation Index*) para maior sensibilidade na detecção de mudanças temporais em fragmentos de floresta estacional semidecidual.” Paper presented at the Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Curitiba, PR, April 30-May 5, 2011.

GIGLIO, L., BOSCHETTI, L., ROY, D. P., HUMBER, M. L., AND JUSTICE, C. O.: The Collection 6 MODIS Burned Area Mapping Algorithm and Product, **Remote Sens. Environ.**, 217, 72–85, 2018.

GIGLIO, L. et al. Remote sensing of environment an active- fire based burned area mapping algorithm for the MODIS sensor. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 113, n. 2, p. 408-420, 2009.

GIGLIO, L. et al. Assessing variability and long-term trends in burned area by merging multiple satellite fire products. **Biogeosciences**, Orono, v. 7, n. 3, p. 1171-1186, 2010.

GRALEWICZ, N. J., NELSON, T. A., & WULDER, M. A. Factors influencing national scale wildfire susceptibility in Canada. *Forest Ecology and Management*, 265, 20–29. 2012.

GRALEWICZ, N. J., NELSON, T. A., & WULDER, M. A. (2012b). Spatial and temporal patterns of wildfire ignitions in Canada from 1980 to 2006. *International Journal of Wildland Fire*, 21, 230–242.

GIGLIO, L., SCHROEDER, W., AND JUSTICE, C. O.: The collection 6 MODIS active fire detection algorithm and fire products, **Remote Sens. Environ.**, 178, 31–41, 2016.

GIGLIO, L., DESCLOITRES, J., JUSTICE, C. O., AND KAUFMAN, Y. J.: An enhanced contextual fire detection algorithm for MODIS, **Remote Sens. Environ.**, 87, 2–3, 2003.

GRALA, K., COOKE, W.H., 2010. Spatial and temporal characteristics of wildfires in Mississippi, USA. **Int. J. Wildland Fire** 19, 14–28.

GAMBIZAA, J; CAMPBELL, B; MOEC, S; FROST, P. Fire behaviour in a semi-arid *Baikiaea plurijuga* savanna woodland on Kalahari sands in western Zimbabwe. *South African Journal of Science* 101, May/June 2005.

Holben, B.N (1986). Characteristic of maximum-value composite image from temporal AVHRR data. **International Journal of Remote Sensing**, 7(11)1417-1434.

HMIMINA, G., DUFRENE, E., PONTAILLER, J.Y., DELPIERRE, N., AUBINET, M., CAQUET, B., GRANDCOURT, A., BURBAN, B., FLECHARD, C., GRANIER, A., GROSS, P., HEINESCH, B., LONGDOZ, B., MOUREAUX, C., OURCIVAL, J.M., RAMBAL, S., SAINT ANDRE, L., SOUDANI, K.,. Evaluation of the potential of MODIS satellite data to predict vegetation phenology in different biomes: An investigation using ground-based NDVI measurements. **Remote Sensing of Environment**. 2013.

HUMBER, M; BOSCHETTI, L; GIGLIO, L & JUSTICE, C. Spatial and temporal intercomparison of four global burned area products, **International Journal of Digital Earth**. 2018.

HERING AS, BELL CL, Genton MG. Modeling spatio-temporal wildfire ignition point patterns. **Environ Ecol Stat** 16:225–250. 2009.

HUMBER M.L., BOSCHETTI L., Giglio L., Justice C.O. **Spatial and temporal intercomparison of four global burned area products** *Int. J. Digital Earth*, pp. 1-25. 2018.

HEIKKILÄ, T.V.; GRÖNQVIST, R.; JURVÉLIUS, M. *Wildland fire management: handbook for trainers*. Helsinki: **Ministry for Foreign Affairs of Finland**, 2007.

HUETE, A. R.; LIU, H. Q.; BATCHILY, K.; VAN LEEUWEN, W. J. D. A comparison of vegetation indices over a global set of TM images for EOS-MODIS. **Remote Sensing of Environment**, 59, 1997. 440 - 451. 1997.

HOLDEN, Z. A., P. MORGAN, AND J. S. EVANS. A predictive model of burn severity based on 20-year satellite-inferred burn severity data in a large southwestern US wilderness area. **Forest Ecology and Management** 258:2399–2406. 2009.

HOLBEN BN. Characteristics of maximum-value composite images from temporal AVHRR data. **Int J Remote Sens** 7: 1417-1434. 2007.

HOSMER DW; LEMESHOWS. ‘Applied Logistic Regression.’(John Wiley and Sons: **New York**). 1989.

HARDY C, Wildland fire hazard and risk: problems, definitions, and context. **Forest Ecol Manag** 211:73–82.2005.

HUTCHINSON, J. M. S.; JACQUIN, A.; HUTCHINSON, S. L.; VERBESSELT, J. Monitoring vegetation change and dynamics on U.S. Army training lands using satellite image time series analysis. **Journal of Environmental Management**, v. 150, p. 355-366, 2015.

HUETE, A.R., JUSTICE, C., LIU, H. Development of vegetation and soil indices for MODIS – EOS. **Remote Sensing of Environment**. 49, 224-234.1994.

HUETE, A.R. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). **Remote Sensing of Environment** , v.25, p.295-309, 1988.

HIRD, J.; MCDERMID, G. J. Noise reduction of NDVI time series: an empirical comparison of selected techniques. **Remote Sensing of Environment**, v. 113, n. 1, p. 248-258, 2009.

ILLANA, V. B. **Técnicas de geoprocessamento na determinação do índice de perigo de incêndios**. 60 f. Dissertação (Mestrado em Geomática) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS. 2006.

ISA- Instituto Superior de Agronomia .Proposta Técnica do Plano Nacional de Defesa das Florestais Contra Incêndio. **Instituto Superior de Agronomia**. Lisboa, 2005.

JULIEN, Y; SOBRINO, J. The Yearly Land Cover Dynamics (YLCD) method: An analysis of global vegetation from NDVI and LST parameters. **Remote Sensing of Environment** 113 329–334. 2009.

JAISWAL, R. K.; MUKHERJEE, S.; RAJU, K. D.; SAXENA, R. Forest fire risk zone mapping from satellite imagery and GIS. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 4, n. 1, p. 1-10, 2002.

JUSTICE CO, TOWNSHEND JRG, VERMOTE EF, MASUOKA E, WOLFE RE, SALEOUS N, ROY DP & MORISETTE JT. An overview of MO-DIS Land data processing and product status. **Remote Sensing of Envi-ronment**, 83: 3–15. 2002.

JACQUIN, A.; SHEEREN, D.; LACOMBE, J. P. Vegetation cover degradation assessment in Madagascar savanna based on trend analysis of MODIS NDVI time series. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 125, p.S3-S10, 2010.

JUSTICE, C. O.; MORISETTE, J. T.; ROY, D. The MODIS fire products the MODIS fire products. **Remote Sensing of Environment**, **New York**, v. 83, p. 244-262, 2002.

JIMU, L; MATARUSE, L; MUSEMWAB, L; NYAKUDYA, I. The Miombo ecoregion up in smoke: The effect of tobacco curing. **World Development Perspectives** 5 p. 44–46. 2017.

JUSTICE C, GIGLIO L, KORONTZI S, OWENS J, MORISETTE J, ROY D, DESCLOITRES J, ALLEAUME S, PETITCOLIN F, KAUFMAN Y . The MODIS fire products. **Remote Sensing of Environment** **83**, 244–262. 2002.

JÖNSSON, P.; EKLUNDH, L. TIMESAT: A program for analyzing time-series of satellite sensor data. **Computers & Geosciences**, v. 30, n. 1, p. 833-845, 2004.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento Remoto do Ambiente: Uma Perspectiva em Recursos Terrestres**. Tradução de José Carlos Ephifanio (coord.) *et al.* São José dos Campos: Parêntese, 2009.

JÖNSSON, P.; EKLUNDH, L. Seasonality extraction by function fitting to time-series of satellite sensor data. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 40, n. 8, p. 1824-1832, 2002.

JIANG, Z. et al. Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band. **Remote sensing of Environment**, v. 112, p. 3833-3845, 2008.

KAUFMAN, Y. J.; TANRÉ, D. Atmospherically resistant vegetation index (ARVI) for EOSMODIS. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, 30, 1992. 261 - 270.

KOUTSIAS, N.; KARTERIS, M. Logistic regression modelling of multitemporal Thematic Mapper data for burned area mapping. **International Journal of Remote Sensing**, v. 19, p. 3499–3514, 1998.

KANSCHIK W, BECKER B . Dry miombo – ecology of its major plant species and their potential use as bio-indicators. **Plant Ecol.** 155: 139–146. 2001.

LIU, W.T.H. Aplicações de sensoriamento remoto. Campo Grande: **Editora UNIDERP**, 881p. 2007.

LIBONATI, R. et al. Retrieving middle-infrared reflectance for burned area mapping in tropical environments using MODIS. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 114, n. 4, p. 831-843, 2010.

LENTILE, L.B.; HOLDEN, Z.A.; SMITH, A.M.S.; FALKOWSKI, M.J.; HUDAK, A.T.; MORGAN, P.; LEWIS, S.A.; GESSLER, P.E.; BENSON, N.C. Remote sensing techniques to assess active fire characteristics and post-fire effects. **International Journal of Wildland Fire**, v. 15, p. 319-345, 2006.

LYAPUSTIN, A., WANG, Y., XIONG, X., MEISTER, G., PLATNICK, S., LEVY, R., FRANZ, B., KORKIN, S., HILKER, T., TUCKER, J. Scientific impact of MODIS C5 calibration degradation and C6+ improvements. **Atmos. Meas. Tech.** 7:4353–4365. 2014.

LATORRE, M.L., SHIMABUKURO, Y.E. & ANDERSON, L. Produtos para ecossistemas terrestre (MODLAND). In: Rudorff, B.F.T., Shimabukuro, Y.E., Ceballos, J.C (2007) Sensor Modis e suas aplicações Ambientais no Brasil. **Editora Parenteses**. 2007.

LIU, W.T.H. Aplicações de Sensoriamento remoto. Campo grande, MS UNIDERP, 2007.881 p.

MALLEUX, J. Inventário Florestal de los Recursos Forestales de la Republica Popular de Moçambique. FAO. Roma. Itália. 1981.

MAIGNAN, F; BREON, F; VERMOTE, E; CIAIS, P; VIOVY, N. Mild winter and spring 2007 over western Europe led to a widespread early vegetation onset. **GEOPHYSICAL RESEARCH LETTERS**, VOL. 35, 2008.

MICHAEL L. HUMBER, LUIGI BOSCHETTI, LOUIS GIGLIO & CHRISTOPHER O. JUSTICE. Spatial and temporal intercomparison of four global burned area products, **International Journal of Digital Earth**. 2018.

MAVSAR, R., GONZÁLEZ CABÁN, A., VARELA, E. The state of development of fire management decision support systems in America and Europe. **Forest Policy Econ.** 29, 45–55. 2013.

MARTINEZ J, VEGA-GARCIA C, CHUVIECO, E. Human-caused wildfire risk rating for prevention planning in Spain. **Journal of Environmental Management**. 2009.

MÉRIDA, J. C. F. Factores ambientales: factores topográficos. In: VÉLEZ, R. M. (Coord.). **La defensa contra incendios forestales: fundamentos y experiencias**. Madrid: McGRAW-HILL, 2009a. p. 150 – 151.

MUTANGA, O.; SKIDMORE, A. K. Narrow band vegetation indices overcome the saturation problem in biomass estimation. **International Journal of Remote Sensing** , v. 25 (19), p. 3999-4014, 2004.

MOUILLOT, F., M. G. SCHULTZ, C. YUE, P. CADULE, K. TANSEY, P. CIAIS, AND E. CHUVIECO. “Ten Years of Global Burned Area Products from Spaceborne Remote Sensing—A Review: Analysis of User Needs and Recommendations for Future Developments.” **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation** 26: 64–79. 2014.

MCWETHY DB, PAUCHARD A, GARCIA RA, HOLZ A, GONZALEZ ME, VELEN TT, STAHL J, CURREY B. Landscape drivers of recent fire activity (2001-2017) in south-central Chile. **PLoS ONE**. 2018.

MICHAEL L. HUMBER, LUIGI BOSCHETTI, LOUIS GIGLIO & CHRISTOPHER O. JUSTICE: Spatial and temporal intercomparison of four global burned area products, **International Journal of Digital Earth**. 2018

MUELLER-DOMBOIS, D. AND ELLENBERG, H. Aims and Methods of Vegetation Ecology. **John Wiley & Sons, Inc.** London. 1974.

MILLINGTON, A.C., CRICHLEY, R.W., DOUGLAS. T.D. AND RYAN, P. Estimating woody biomass in Sub-Saharan Africa. **The World Bank, Washington DC**. 1994.

MARTÍN, M.P. & CHUVIECO, E. Mapping and evaluation of burned land from multitemporal analysis of AVHRR NDVI images. **Advances in Remote Sensing**, v. 4, n. 3, p. 7-13, 1995.

MUTCH, R.W. Wildland. Fires and Ecosystems – A. Hypothesis. **Ecological Society of America**. Washington, v.51, n. 6, 1970.

MAGNUSSEN S, TAYLOR SW. Prediction of daily lightning- and human-caused fires in British Columbia. **Int J Wildland Fire**. 2012.

MARTIN, S. D., AND E. L. BIRK. The singular role of the atmospheric stability in forest fires. **Atmosfera** 23:129–139. 2010.

MÉRIDA, J. C. F. Factores ambientales: factores topográficos. In: VÉLEZ, R. M. (Coord.). **La defensa contra incendios forestales: fundamentos y experiencias**. Madrid: McGRAW-HILL, 2009

MORETTIN, P.A.; TOLOI, C.M.C. Análise de séries temporais. 2. ed. São Paulo: **Edgard Blücher**, 564 p. 2006.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NRC), Improving Risk Communication. National Academy Press, Washington, DC. 1989.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL CANADA. Glossary of Forest Fire Management Terms. **Canadian Committee on Forest Fire Management**, Ottawa, 91 pp. 1987

NHONGO, E; FONTANA, D; GUASSELLI, L; ESQUERDO, J. Caracterização fenológica da cobertura vegetal com base em série temporal ndvi/modis na reserva do niassa – moçambique. **Revista Brasileira de Cartografia** a (2017), Edição de Fotogrametria e Sensoriamento Remoto, No 69/6: 1175-1187. 2017.

OLIVEIRA, D. S. **Zoneamento de risco de incêndios em povoamentos florestais no norte de Santa Catarina**. 112f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2002.

OMID ABDI, BEHNAM KAMKAR, ZEINAB SHIRVANI, JAIME A. TEIXEIRA DA SILVA & MANFRED F. BUCHROITHNER. Spatial-statistical analysis of factors determining forest fires: a case study from Golestan, Northeast Iran, **Geomatics, Natural Hazards and Risk**, 9:1, 267-280, 2018.

PEREIRA, J.M.C. Burned area mapping in Central Africa using ATSR data. **International Journal of Wildland fire**, v. 12, p. 259-270, 2003.

PHILLIPS SJ, ANDERSON RP, SCHAPIRE RE. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling** 190 (3–4), 231–259. 2006.

PRESTEMON, J.P.; CHAS-AMIL, M.L.; TOUZA, J.M.; GOODRICK, S.L. Forecasting intentional wildfires using temporal and spatiotemporal autocorrelations. **Int. J. Wildland Fire**, 21, p. 743–754. 2012.

PURI, K. et al. Forest fire risk assessment in parts of Northeast India using geospatial tools. **Journal of Forestry Research**, v. 22, n. 4, p. 641–647, 2011.

PESSOA, O. Evolução temporal do comportamento espectral de área queimada em formação campestre do cerrado. Universidade de Brasília; Instituto de Geociências; **Programa de pós-graduação em geociências aplicadas**; Brasília, 2014.

PEZZATTI, G.B., ZUMBRUNNEN, T., BÜRGI, M., AMBROSETTI, P., CONEDERA, M., Fire regime shifts as a consequence of fire policy and socio-economic development: na analysis based on the change point approach. **Forest Policy Econ.** 29, 7–18. 2013.

PADILLA, M.; STEHMAN, S. V.; CHUVIECO, E. Validation of the 2008 MODIS-MCD45 global burned area product using stratified random sampling. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 144, p. 187-196, Mar. 2014.

PADILLA, M.; STEHMAN, S.V.; RAMO, R.; CORTI, D.; HANTSON, S.; OLIVA, P.; ALONSO-CANAS, I.; BRADLEY, A.V.; TANSEY, K.; MOTA, B.; ET AL. Comparing the accuracies of remote sensing global burned area products using stratified random sampling and estimation. **Remote Sens. Environ.** 160, 114–121. 2015.

POTTER, C; KLOOSTER, S; MYNENI, RANGA; GENOVESE, V; TAN, P; KUMAR, V. Continental-scale comparisons of terrestrial carbon sinks estimated from satellite data and ecosystem modeling 1982–1998. **Global and Planetary Change** 39 201–213. 2003.

PEREIRA J C P, SANTOS M T. Áreas queimadas e risco de incêndio florestal em Portugal. **Direcção-Geral das Florestais**, Lisboa. 2003.

PEREIRA, J. M. C. et al. 7 spectral characterisation and discrimination of burnt areas. In: \_\_\_\_\_. **Remote sensing of large wildfires**. Berlin: Springer, p. 123-138. 1999.

PEREIRA, J. M. C. Remote sensing of burned areas in tropical savannas. **International Journal of Wildland Fire**, Wellington, v. 12, p. 259-270, 2003.

PEZZOPANE, J.E.M.; NETO, S.N.O.; VILELA, M.F. Risco de incêndios em função da característica do clima, relevo e cobertura do solo. **Floresta e ambiente**, v. 8, n. 1, p. 116-166, 2001.

PHILLIPS, C., NICKEY, B., “The Concept of Spatial Risk and Its Application to Fire Prevention”. **Fire Managent Notes**, v. 33. 1978

Pereira, J.M.C. Burned area mapping in Central Africa using ATSR data. **International Journal of Wildland fire**, v. 12, p. 259-270, 2003.

PHILLIPS, C., NICKEY, B. The Concept of Spatial Risk and Its Application to Fire Prevention. **Fire Managent Notes**, Idaho n. 39, 1978.

PRESTEMON, J. P., HAWBAKER, T. J., BOWDEN, M., CARPENTER, J., SCRANTON, S., BROOKS, M. T., ET AL. Wildfire ignitions: A review of the science and recommendations for empirical modeling. USDA Forest Service General Technical Report SRS-171. Asheville, NC: **USDA Forest Service Southern Research Station**, 20 pages. 2013.

PADILLA M, VEGA-GARCI´A C. On the comparative importance of fire danger rating indices and their integration with spatial and temporal variables for predicting daily human-caused fire occurrences in Spain. **Int J Wildland Fire**. 2011.

PENATTI; N. Geobotânica e fenologia da superfície terrestre no estudo da diversidade do pantanal: uma abordagem multi-sensor. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. **Instituto de Geociências**. São Paulo, 2014.

ROMERO-CALCERRADA, R., BARRIO-PARRA, F., MILLINGTON, J.D.A., NOVILLO, C.J. Spatial modelling of socioeconomic data to understand patterns of human-caused wildfire ignition risk in the SW of Madrid (central Spain). **Ecol. Model.** 221, 34–45. 2010.

RIBEIRO, N. S., S. S. SAATCHI, H. H. SHUGART, AND R. A. WASHINGTON-ALLEN, Aboveground biomass and leaf area index (LAI) mapping for Niassa Reserve, northern Mozambique, **J. Geophys. Res.**, 113, 2008.

ROY, D.P.; BOSCHETTI, L. Southern Africa validation of the MODIS, L3JRC, and GlobCarbon burned-area products. **IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.** 47, 1032–1044. 2009.

- ROY, D.P.; JIN, Y.; LEWIS, P.E.; JUSTICE, C.O. Prototyping a global algorithm for systematic fire-affected area mapping using MODIS time series data. **Remote Sens. Environ.** **2005**, *97*, 137–162.
- RUIZ, J.; LÁZARO, J; CANO, I E LEAL, P. Burned Area Mapping in the North American Boreal Forest Using Terra-MODIS LTDR (2001–2011): A Comparison with the MCD45A1, MCD64A1 and BA GEOLAND-2 Products. **Remote Sens**, *6*, 815-840, 2014.
- RENARD Q, PÉLISSIER R, RAMESH BR, KODANDAPANI N.. Environmental susceptibility model for predicting forest fire occurrence in the Western Ghats of India. **Int. J. Wildland Fire**, *21*,. 2012.
- RIBEIRO, N. S., MATOS, C. N., MOURA, I. R., ROBERT A., WASHINGTON, A., RIBEIRO, A. Monitoring vegetation dynamics and carbon stock density in Miombo woodlands. **Carbon Balance and Management**. Vol.8:11. 2013.
- RENNÓ, C. D. & SOARES, J. V. **Modelos Hidrológicos para Gestão Ambiental**. Ministério da Ciência e Tecnologia: INPE, Relatório Técnico Parcial. Dezembro, 2000.
- RAMOS, P. C. M. Sistema nacional de prevenção e combate aos incêndios florestais. In: Fórum Nacional sobre Incêndios Florestais, 1.; Reunião Conjunta IPEF-FUPEF-SIF, 3., 1995. **Anais. Piracicaba: IPEF**, p. 29-38. 1995.
- RIBEIRO, N. S., S. S. SAATCHI, H. H. SHUGART, AND R. A. WASHINGTON-ALLEN, Aboveground biomass and leaf area index (LAI) mapping for Niassa Reserva, northern Mozambique, **J. Geophys. Res.**, *113*. 2008.
- RIBEIRO N. S; CANGELA A; CHAUQUE A; BANDEIRA R. R.; RIBEIRO-BARROS A. I. Characterisation of spatial and temporal distribution of the fire regime in Niassa National Reserva, northern Mozambique. **International Journal of Wildland Fire** *26*(12) 1021-1029. 2017.
- ROBINSON, J. Fire from space: global fire evaluation using infrared remote sensing. **International Journal os Remote Sensing**, *12* (1): 3-24. 1991.
- ROY, D. P., LEWIS, P., JUSTICE, C. Burned area mapping using multi-temporal moderate spatial resolution data — a bi-directional reflectance model-based expectation approach. **Remote Sensing of Environment**, *83*, 263–286. 2002.
- ROY, D. P., BORAK, J., DEVADIGA, S., WOLFE, R., ZHENG, M., & DESCLOITRES, J. The MODIS land product quality assessment approach. **Remote Sensing of Environment**, *83*, 62–76. 2002.
- RIBEIRO, N . S . ; SHUGART, H . H . ; WASHINGTON-ALLEN, R. The effects of fire and elephants on species composition and structure of the Niassa Reserve, northern Mozambique. **Forest Ecology and Management**. v. 225, p. 1627, 2008.
- RIBEIRO, N. S. Interactions between fires and elephants in relation to vegetation composition and structure of miombo wooldands in northern Mozambique, Ph.D. thesis, 234 pp., **Univ. of Va., Charlottesville**. 2007.

ROUSE J.W.; HAAS Jr, R.H.; SCHELL J.A and DEERING, D.W. Monitoring vegetation Systems in the Great plains with ERTS. Third ERTS-1 Symposium, NASA SP-351 I, p.309-317, 1973.

RICHARDSON, A. J., AND WIEGAND, C. L. Distinguishing vegetation from soil background information, **Photogramm. Eng.** 43:1541-1552. 1977.

REED, B.C., BROWN, J.F., VANDERZEE, D., LOVELAND, T.R., MARCHANT, J.W., OHLEN, D.O. Measuring phenological variability from satellite imagery. **Journal of Vegetation Science**, 703-714. 1994.

SILESHI G, MAFONGOYA PL, KWESIGA F, NKUNIKA P. Termite damage to maize grown in agroforestry systems, traditional fallows and monoculture on Nitrogen-limited soils in eastern Zambia. **Agr. For. Entomol.** 7 : 61 - 69 . 2005.

SAN-MIGUEL-AYANZ, J. et al. Current methods to assess fire danger potential. In: CHUVIECO, E. (Ed.). **Wildland Fire Danger Estimation and Mapping: The Role of Remote Sensing Data**. 4. ed. Singapore: World Scientific Publishing, p. 20–61. 2003.

SANTANA, O. A.; CARVALHO Jr., O. A.; PIMENTEL, C. M. M.; GOMES, R. A. T.; OLIVEIRA, S. N. Modelagem de espectros temporais NDVI-Modis, no período de 2000 a 2008, na bacia do rio Paracatu, Brasil. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 28, n. 1, p. 47- 60, 2010.

SEDDON, A.W.; MACIAS-FAURIA, M.; LONG, P.R.; BENZ, D.; WILLIS, K.J., Sensitivity of global terrestrial ecosystems to climate variability. **Nature**. 531 (7593), 229–232. 2016.

SOARES, R.V.; BATISTA.A.C. Incendio Florestais-Controle, Efeitos e uso do fogo. Curitiba: **FUPEF**.250p. 2007

SCOTT, J. H.; BURGAN, R. E. Standard fire behavior fuel models: a comprehensive set for use with Rothermel's surface fire spread model. Fort Collins: **USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station**, 72 p. 2005.

SILVA, E. T. J. B. **Utilização dos índices de Vegetação do Sensor MODIS para Detecção de Desmatamentos no Cerrado: Investigação de Parâmetros e Estratégias**. 2004, 146 f. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Universidade de Brasília, Brasília, 2004.

SAKET, M.. Report on the updating of the Exploratory National Forest Inventory. **FAO/UNDP**, MOZ/92/013. 1994.

SMITH, A. M. S., J. U. EITEL, AND A. T. HUDAK. Spectral analysis of charcoal on soils: implications for wildland fire severity mapping methods. **International Journal of Wildland Fire** 19(7):976– 983. 2010.

SCHROEDER ET AL., 2008 W. SCHROEDER, E. PRINS, L. GIGLIO, I. CSISZAR, C. SCHMIDT, J. MORISETTE, D. Morton **Validation of GOES and MODIS active fire detection products using ASTER and ETM + data** Remote Sensing of Environment, 112 pp. 2711-2726. 2008.

SCHROEDER ET AL, W. SCHROEDER, M. RUMINSKI, I. CSISZAR, L. GIGLIO, E. PRINS, C. SCHMIDT, J. MORISETTE. **Validation analyses of an operational fire monitoring product: The hazard mapping system** International Journal of Remote Sensing, 29pp. 6059-6066 .2008.

SYPHARD, A.D., RADELOFF, V.C., KEULER, N.S., TAYLOR, R.S., HAWBAKER, T.J., STEWART, S.I., CLAYTON, M.K., Predicting spatial patterns of fire on a southern California landscape. **Int. J. Wildland Fire** 17, 602–613, 2008.

SCHROEDER, W. et al. The New VIIRS 375m active fire detection data product: algorithm description and initial assessment. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 143, p. 85-96, Mar. 2014.

SGDRN ‘Plano de Maneio da Reserva Nacional do Niassa 2006–2011.’ (**Sociedade de Gestão e Desenvolvimento da Reserva do Niassa**):Maputo, Mozambique. 2010.

SAKET M., MUINO A. TAQUIDIR, CASTELO J. A. BANZE. Methodology and results of the Forestry Vegetation Mapping at 1:250.000 . **FAO/UNDP/**, MOZ/92/013. 1995.

STRYDOM S, SAVAGE MJ. A spatio-temporal analysis of fires in South Africa. **S Afr J Sci.**;112(11/12), Art. #2015-0489, 8 pages. 2016.

SETZER, A; MORELLI,F; RIVERA-LOMBARDI, R. Estimativa quinzenal de areas queimadas. In RUDORF, B.F.T.;SHIMABUKURO, Y.E.;CEBALLOS, J.C. (Ed.) O sensor MODIS e suas aplicacoes ambientais no Brasil. Sao Jose dos campos: **Bookumage.**, P.403-417. 2007

SKINNER, C. N., A. H. TAYLOR, AND J. K. AGEE. Klamath Mountain bioregion. Pages 170 – 194 in N. G. Sugihara, J. W. van Wagtenonk, K. E. Shaffer, J. Fites-Kaufman, and A. E. Thode, editors. Fire in California’s ecosystems. **The University of California Press, Berkeley, California, USA.** 2006.

SAEEDEH ESKANDARI & JESSICA R. MIESEL. Comparison of the fuzzy AHP method, the spatial correlation method, and the Dong model to predict the fire high-risk areas in Hyrcanian forests of Iran, **Geomatics, Natural Hazards and Risk**, 8:2, 933.2017.

SOARES, R. V.; BATISTA, A. C. Incêndios Florestais: controle, efeitos e uso do fogo. **Curitiba**, 264 p. 2007.

SIMON, M.; PLUMMER, S.; FIERENS, F.; HOELZEMANN, J.J.; ARINO, O. Burnt area detection at global scale using ATSR-2: The GLOBSCAR products and their qualification. **J. Geophys. Res. D Atmos.** 109, 1–16. **2004**

SARAIVA, E. Detecção de incêndios florestais e queimadas com radar meteorológico. Tese de Doutorado. **Universidade Federal do Parana.** Curitiba, 2013.

SOARES, R.V. Incêndios florestais - controle e uso do fogo. Curitiba: **FUPEF**, 1985

SOARES, R. V.; BATISTA, A.C; NUNES, J.R.S. **Incêndios Florestais no Brasil:** o estado da arte. Curitiba, 2009.

SOARES, R.V ;BATISTA, A. C. Combustão da Biomassa e Propagação dos Incêndios – Associação Brasileira de Agricultura Superior – **Universidade Federal do Paraná** - Curso de Especialização – Módulo II – Brasília. 2001.

SOUZA, J. Comportamento e ajuste dos índices de perigo de incêndio FMA e FMA+ para o Município de LAGES-SC . Dissertação de mestrado. **Universidade de Santa Catarina**, 2014.

SYPHARD, A.D.; RADELOFF, V.C.; KEULER, N.S.; TAYLOR, R.S.; HAWBAKER, T.J.; STEWART, S.I.; CLAYTON, M.K. Predicting spatial patterns of fire on a southern California landscape. **Int. J. Wildland Fire**, 17, 602–613. 2008.

SOLANO, R.; DIDAN, K.; JACOBSON, A.; HUETE, A. MODIS Vegetation Index User’s Guide (MOD13 Series); Version 2.00, May 2010 (Collection 5); Vegetation Index and Phenology Lab, **The University of Arizona**: Tucson, AZ, USA, 2010.

TANSEY, K.; GRÉGOIRE, J.-M.; DEFOURNY, P.; LEIGH, R.; PEKEL, J.-F.; VAN BOGAERT, E.; BARTHOLOMÉ, E. A new, global, multi-annual (2000–2007) burnt area product at 1 km resolution. **Geophys. Res. Lett.** **2008**, 35, 1–6.

TSELA, P; WESSELS, K; BOTAI, J; ARCHIBALD, S; SWANEPOEL, D; STEENKAMP, K; FROST, P. Validation of the Two Standard MODIS Satellite Burned-Area Products and an Empirically -Derived Merged Product in South Africa. **Remote Sens.** 2014.

TAYLOR SW, WOOLFORD DG, DEAN CB, MARTELL DL. Wildfire prediction to inform fire management: statistical science challenges. **Stat Sci.** 28:586\_615. 2013.

TIMBERLAKE J, CHIDUMAYO E; SAWADANGO L. Distribution and characteristics of African dry forests and woodlands. In Chidumayo E and Division G, eds. The Dry Forests and woodlands of Africa: Managing for Products and services. **London: Earhscan.** 11-42.

TANSEY, K. Vegetation burning in the year 2000: Global burned area estimates from SPOT VEGETATION data. **J. Geophys. Res.** **2004**.

TRIGG, S.; FLASSE, S. An evaluation of different bi-spectral spaces for discriminating burned shrub-savannah. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 22, n. 13, p. 2641-2647, 2001.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. Porto Alegre. Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul-ABRH. 1998, 669 p.

TIMBERLAKE, J.; GOLDING, J.; CLARKE. Niassa Botanical Expedition June, **Biodiversity Foundation for Africa**, 2004.

VERBESSELT J, HYNDMAN R, NEWNHAM G, CULVENOR D. “Detecting trend and seasonal changes in satellite image time series.” **Remote Sensing of Environment**,114(1), 106–115. 2010.

SINHA, V. KUMAR, AND C. SARKAR. Chemical composition of pre-monsoon air in the Indo-Gangetic Plain measured using a new air quality facility and PTR-MS: high surface ozone and strong influence of biomass burning. **Atmos. Chem. Phys.**, 14, 5921– 5941, 2014.

VILAR L, GÓMEZ I, MARTÍNEZ-VEGA J, ECHAVARRÍA P, RIAÑO D, MARTÍN MP Multitemporal Modelling of Socio-Economic Wildfire Drivers in Central Spain between the 1980s

and the 2000s: Comparing Generalized Linear Models to Machine Learning Algorithms. **PLoS ONE**. 2016.

VILAR L, GÓMEZ I, MARTÍNEZ-VEGA J, ECHAVARRÍA P, RIAÑO D, MARTÍN MP Multitemporal Modelling of Socio-Economic Wildfire Drivers in Central Spain between the 1980s and the 2000s: Comparing Generalized Linear Models to Machine Learning Algorithms. **PLoS ONE**. 2016.

VERAVERBEKE, S.;VERSTRAETEN, W. W.; LHERMITTE, S.; GOOSSENS, R. Illumination effects on the differenced Normalized Burn Ratio's optimality for assessing fire severity. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 12, p. 60 –70, 2010.

VACIK H, ARNDT N, ARPACI A, KOCH V, MULLER M, GOSSOW H. Characterisation of forest fires in Austria. **Austrian Journal of Forest Sciences** 128 (1): 1-31. 2011.

VERDE, J; ZEZERE, J,L. Avaliação de perigosidade de incêndios florestais. **Congresso de Geografia Portuguesa**. 2007.

VOLPATO, M. M. L. Imagens AVHRR-NOAA para determinação do potencial de incêndios em pastagens. Tese de Doutorado. **Unicamp, Campinas**, 2002.

VERAVERBEKE, S.;VERSTRAETEN, W. W.; LHERMITTE, S.; GOOSSENS, R. Illumination effects on the differenced Normalized Burn Ratio's optimality for assessing fire severity. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation** , v. 12, p. 60 –70, 2010.

VERDE, J; ZEZERE, J,L. Avaliação de perigosidade de incêndios florestais. **Congresso de Geografia Portuguesa**. 2007.

VOLPATO, M. M. L. Imagens AVHRR-NOAA para determinação do potencial de incêndios em pastagens. **Tese de Doutorado. Unicamp, Campinas**, 2002.

VASCONCELOS MJP, SILVA S, TOME M, ALVIM M, PEREIRAJMC . Spatial Prediction of Fire Ignition ProbabilitiesÇ Comparing Logistic Regression and Neural Networks. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing** .2001.

WESTERLING, A.L., H.G. HIDALGO, D.R. CAYAN, T.W. Swetnam 2006: “Warming and Earlier Spring Increases Western U.S. **Forest Wildfire Activity**” **Science**, 313: 940-943. online supplement. 2006.

WHITE, F., The Vegetation of Africa, a descriptive memoir to accompany the UNESCO/AETFAT/UNSO. **Nat. Resour. Res.** 20, 1–356, 1983.

WANG, D.; MORTON, D.; MASEK, J.; WU, A.; NAGOL, J.; XIONG, X.; LEVY, R.; VERMOTE, E.; WOLFE, R.; Impact of sensor degradation on the MODIS NDVI time series. **Remote Sens. Environ.** 119, 55–61. 2012.

WARDLOW, B.D.; EGBERT, S.L. A comparison of MODIS 250-m EVI and NDVI data for crop mapping: a case study for southwest Kansas. **International Journal of Remote Sensing**, v. 31, n. 3, p. 805-830, 2010.

XU, L.; SAMANTA, A.; COSTA, M.H.; GANGULY, S.; NEMANI, R.R.; MYNENI, R.B.; Widespread decline in greenness of Amazonian vegetation due to the 2010 drought. **Geophys. Res. Lett.** 38 (7). 2011

YUKILI, L; NURUDDIN, A; MALEK, I; RAZALI, S. Analysis of hotspot pattern distribution at sabat, Malaysia for forest fire management. **J. Environ. Sci. Technol.**, 9: 291-295. 2016.

YE, J.X.; WU, M.S.; DENG, Z.J.; XU, S.J.; ZHOU, R.L.; CLARKE, K.C. Modeling the spatial patterns of human wildfire ignition in Yunnan province, China. **Appl. Geogr.** 2017, 89, 150–162.

YANG, J.; HE, H.S.; SHIFLEY, S.R.; GUSTAFSON, E.J. Spatial patterns of modern period human-caused fire occurrence in the Missouri Ozark Highlands. **For. Sci.** 2007, 53, 1–15.

ZANZARINI, F.V. et al. Correlação espacial do índice de vegetação (NDVI) de imagem Landsat/ETM+ com atributos do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 6, p. 608-614, 2013.

ZOLHO, ROBERTO. Effect of Fire Frequency on the Regeneration of Miombo Woodland in Nhambita, Mozambique. 29th of August 2005. **University of Edinburgh.** 2005.

ZHANG, X.; FRIEDL, M. A.; SCHAAF, C. B.; STRAHLER, A. H.; HODGES, J. C. F.; GAO, F.; REED, B. C; HUETE, A. Monitoring vegetation phenology using MODIS. **Remote Sensing of Environment**, v. 84, p. 471-475, 2003.

ZHANG, Y; LIM, S; SHARPLES, J: Modelling spatial patterns of wildfire occurrence in South-Eastern Australia, **Geomatics, Natural Hazards and Risk.** 2016.

ZHAO, M., RUNNING, S.W., Response to comments on “Drought-induced reduction in global terrestrial net primary production from 2000 through 2009”. **Science** 333 (6046), 1093. 2011.

ZHOU, L.; TIAN, Y.; MYNENI, R.B.; CIAIS, P.; SAATCHI, S.; LIU, Y.Y.; PIAO, S.; CHEN, H.; VERMOTE, E.F.; SONG, C.; Widespread decline of Congo rainforest greenness in the past decade. **Nature** . 509 (7498), 86–90. 2014.

ZHOU, F.; ZHANG, A.; TOWNLEY-SMITH, L. A data mining approach for evaluation of optimal time-series of MODIS data for land cover mapping at a regional level. **Journal of Photogrammetry and Remote Sensing.** 84 114–129, 2013.

ZHANG, H.J.; HAN, X.Y.; DAI, S. Fire occurrence probability mapping of Northeast China with binary logistic regression model. **IEEE J. Sel. Top. Appl. Earth Obs. Remote Sens.** 6, p. 121–127. 2013.

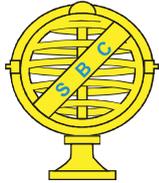
ZHAO, M.; RUNNING, S.W.; Response to comments on “Drought-induced reduction in global terrestrial net primary production from 2000 through 2009”. **Science.** 333 (6046), 1093. 2011.

ZIDANE, I; LHISSOU, R; BOULI, A; Mabrouki, M. An improved algorithm for mapping burnt areas in the Mediterranean forest landscape of Morocco. **J. For. Res.** 2017.

### **3 RESULTADOS APRESENTADOS NA FORMA DE ARTIGOS CIENTÍFICOS.**

**3.1 ARTIGO 1 - CARACTERIZAÇÃO FENOLÓGICA DA COBERTURA VEGETAL  
COM BASE EM SÉRIE TEMPORAL NDVI/MODIS NA RESERVA DO NIASA –  
MOÇAMBIQUE.**

Publicado na Revista Brasileira de Cartografia.



## **CARACTERIZAÇÃO FENOLÓGICA DA COBERTURA VEGETAL COM BASE EM SÉRIE TEMPORAL NDVI/MODIS NA RESERVA DO NIASSA - MOÇAMBIQUE**

*Phenological Characterization of Vegetation Cover based on Time Series of NDVI  
/ MODIS, in Niassa Reserve-Mozambique*

**Eufrásio João Sozinho Nhongo<sup>1</sup>, Denise Cibys Fontana<sup>1</sup>,  
Laurindo Antonio Guasselli<sup>1</sup> & Júlio César Dalla Mora Esquerdo<sup>2</sup>**

**<sup>1</sup>Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS**  
**Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto**  
Avenida Bento Gonçalves 9500 - 91501-970 - Porto Alegre - RS, Brasil  
eufraionhongo@yahoo.com, {dfontana, laurindo.guasselli}@ufrgs.br

**<sup>2</sup>Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA**  
**Embrapa Informática Agropecuária**  
Caixa Postal 6041 – 13083-886 – Campinas – SP, Brasil  
julio.esquerdo@embrapa.br

*Recebido em 28 de Junho, 2017/ Aceito em 7 de Outubro, 2017*  
*Received on June 28, 2017/ Accepted on October 7, 2017*

### **RESUMO**

A Reserva do Niassa é uma das maiores áreas de conservação do mundo de Florestas de Miombo. Todos os anos há recorrência de incêndios antropogênicos na estação seca. Estudos sobre a caracterização fenológica e a influência dos incêndios nesta fitofisionomia são ainda incipientes. Assim sendo, esta pesquisa teve como objetivo caracterizar a fenologia da cobertura vegetal da Reserva do Niassa com base em séries temporais de NDVI/ MODIS e relacioná-las com regiões homogêneas. Inicialmente, as séries temporais, entre 2001 a 2015, foram suavizadas pelo filtro Savitzky-Golay disponível no programa TIMESAT. As imagens médias foram classificadas, com base em k-médias, e extraídos o perfil espectro-temporal para o período de análise. Posteriormente, foram extraídas as métricas fenológicas: Início e Fim do ciclo, Duração do ciclo, Mínima atividade fotossintética, Máxima atividade fotossintética, Amplitude, Taxa de rebrota, Taxa de senescência, Produtividade total e Produtividade sazonal. Com base nos resultados, observou-se que as regiões homogêneas obtidas representam os principais grupos de cobertura vegetal da Reserva do Niassa, as quais são marcadas por forte sazonalidade. Áreas com ocorrência de Floresta Decídua e Aberta Semi-decídua apresentam padrão fenológico diferenciado de Florestas de Montanha e Florestas Ribeirinha e Matagal. Existe, portanto, um padrão fenológico típico e distinto entre as regiões homogêneas, o qual está relacionado a condições climáticas da região, podendo ser caracterizado a partir de série temporal NDVI do sensor MODIS.

**Palavras-chave:** Métricas Fenológicas, Regiões Homogêneas, Índice de Vegetação, Perfil Espectro-temporal.

### **ABSTRACT**

The Niassa Reserve is one of the largest conservation areas in the world of Miombo Forests. Every year there is a recurrence of anthropogenic fires during the dry season. Studies on the phenological characterization and the influence of the fires in this phytophysiology are still incipient. Thus, this research aimed to characterize the phenology of the

vegetation cover of the Niassa Reserve based on time series of NDVI / MODIS and to relate them with homogeneous regions. Initially, the 2001-2015 time series was smoothed by the Savitzky-Golay filter available in the TIMESAT program. The average images were classified, based on k-means, and temporal profiles were extracted for this period of analysis. Afterwards, the following phenological metrics were extracted: Start and End of the cycle, Cycle duration, Minimum photosynthetic activity, Maximum photosynthetic activity, Amplitude, Regrowth rate, Senescence rate, Total productivity and Seasonal productivity. Based on the results, it was observed that the homogeneous regions obtained represented the main plant groups of the Niassa Reserve, which are marked by strong seasonality. Areas with Deciduous and Semi-deciduous Open Forest present different phenological patterns of Mountain Forests and Riverine and Scrubland Forests. There is, therefore, a typical and distinct phenological pattern among the homogeneous regions, which is related to the climatic conditions of the region and can be characterized by the NDVI time series of the MODIS sensor.

**Keywords:** Phenological Metrics, Homogeneous Regions, Vegetation Index, Spectral-temporal Profile.

## 1. INTRODUÇÃO

A fenologia é o estudo da ocorrência de eventos biológicos repetitivos e das causas de sua ocorrência em relação às forças seletivas bióticas e abióticas e da inter-relação entre as fases caracterizadas por estes eventos, dentro de uma mesma ou de várias espécies (LIETH, 1974; CLELAND *et al.*, 2007; HAGGERTY & MAZER, 2008).

Este sincronismo de eventos denominados de fenofases, como o brotamento e a queda de folhas, a floração e a frutificação, fornecem dados que permitem a análise da dependência das fenofases com fatores bióticos e abióticos (ALMEIDA & ALVES, 2000; NEVES *et al.*, 2010). Este ciclo marcado pela sazonalidade é influenciado pelo fotoperíodo, precipitação pluvial, temperatura do ar, radiação solar, tipo de solo, entre outros fatores ambientais (GU *et al.*, 2010). Portanto, mudanças nos fatores ambientais podem resultar na mudança do período e duração destes eventos fenológicos.

Nesta perspectiva, diversos estudos vêm sendo desenvolvidos na caracterização da fenologia vegetal em escalas regionais, continentais e globais. Este conhecimento tem sido útil no entendimento da dinâmica dos ecossistemas florestais (MANTOVANI *et al.*, 2003), na recuperação de áreas degradadas, na gestão de unidades de conservação (SOUZA *et al.*, 2014), na modelagem de superfície terrestre, no estudo de mudanças climáticas (BROICH *et al.*, 2014, HUAN *et al.*, 2015) e até mesmo na previsão de perigo de incêndios (ROADS *et al.*, 2005; BAJOCCO *et al.*, 2015).

Contudo, como os dados fenológicos de campo são morosos, onerosos e pontuais, fornecendo apenas informações sobre a

variabilidade espacial no momento dos eventos fenológicos, estimativas a partir de observações de sensores abordo de satélite têm sido os métodos mais utilizados pelos cientistas para estudar a variabilidade fenológica da vegetação (SOUDANI *et al.*, 2012; ARANTES, 2015; MELAAS *et al.*, 2013).

Os estudos denominados de fenologia da superfície terrestre (LPS do inglês Land Phenology Surface) se referem, portanto, a disponibilização de informações quanto ao desenvolvimento espaço-temporal da superfície vegetal detectada pelos sensores remotos (De BEURS & HENEBRY, 2004; WHITE & NEMANI, 2006). Destacam-se nestes estudos o uso de séries temporais do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI do inglês Normalized Difference Vegetation Index) e do Índice de Vegetação Realçado (EVI do inglês Enhanced Vegetation Index). Ambos índices podem ser obtidos do sensor MODerate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS), que fornece dados para monitorar a dinâmica dos ecossistemas com resoluções espaciais e temporais compatíveis e propriedades geométricas e radiométricas melhoradas (ZHANG *et al.*, 2006).

Entretanto, deve ser considerado que o grande desafio na geração de informações fenológicas com sensores deste tipo é reduzir as incertezas inerentes aos próprios sistemas sensores, mas também à aquisição e ao processamento dos dados coletados (TELES, 2015). Existem ainda dificuldades relacionadas à validação dos dados orbitais com observações terrestres, em função dos atributos temporais e espaciais das imagens. Frequentemente as imagens utilizadas são composições, formadas pela melhor observação dentro de um período (i.e. 8-dias, 16-dias ou

outra) e apresentam resolução espacial moderada (250m a 1000m), o que leva a misturas na resposta espectral da vegetação (ARANTES, 2015).

Diversos métodos têm sido utilizados para extração de métricas fenológicas destas imagens, os quais podem ser divididos em: limiares (threshold), derivadas (derivated), algoritmos de suavização (smothing algorithms) e modelos matemáticos (model fit) (YOU *et al.*, 2013; ARANTES, 2015). Já as métricas mais frequentemente extraídas têm sido: Taxa de rebrota, Taxa de senescência, produtividade total e sazonal, valores do mínimo e máximo, comprimento e amplitude alcançados no início, meio e fim das estações, entre outras.

Especificamente com o sensor MODIS, entre os estudos relevantes que têm utilizado as séries temporais de NDVI para o estudo da fenologia da superfície terrestre pode-se apontar: Gu *et al.* (2010), El Vilaly (2013), Dugarsuren & Lin (2016), Bohovic *et al.* (2016) e Streher *et al.* (2017).

Contudo, são escassos os trabalhos com esse enfoque desenvolvidos em Moçambique,

sobretudo na Reserva do Niassa. Esta é uma área com rica diversidade de flora e fauna, constituindo em uma das maiores áreas de conservação de Florestas de Miombo do mundo. Segundo Ribeiro *et al.* (2008), o fogo e os elefantes são os principais fatores ecológicos dentro da reserva. Na estação seca, (agosto-outubro) há ocorrência de incêndios antropogênicos, com maior incidência na parte leste da reserva (TIMBERLAKE *et al.*, 2004; RIBEIRO *et al.*, 2008). Em relação aos elefantes, estas são as espécies predominantes na reserva (CRAIG *et al.*, 2009)

Nesta perspectiva, este trabalho teve como objetivo principal, caracterizar a fenologia da cobertura vegetal, com base em séries temporais de NDVI do sensor MODIS e relacioná-las com regiões homogêneas, na Reserva do Niassa – Moçambique.

## 2. MATERIAL E MÉTODO

Nesta secção são descritas as características fisiográficas e climáticas da área de estudo, bem como os dados utilizados e os procedimentos metodológicos adotados para alcançar os objetivos deste estudo.

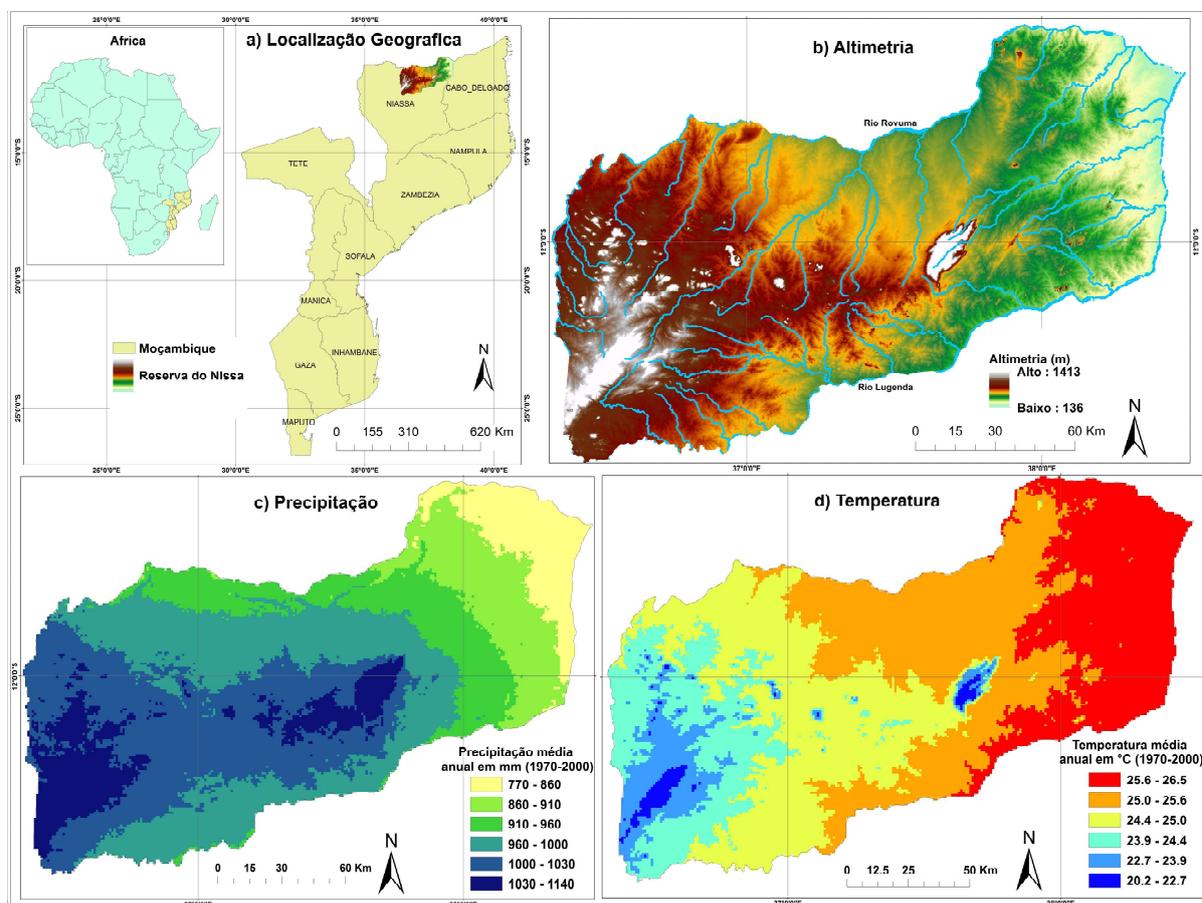


Fig. 1 - Localização Geográfica da Reserva do Niassa (a); Altimetria (b); Precipitação (c) e Temperatura (d).

## 2.1 Área de estudo

A Reserva do Niassa localiza-se a norte de Moçambique entre os paralelos 11° 24' 40,40" e 13° 12' 51,86" sul, e meridianos 35° 48' 11,48" e 38° 52' 46,20" leste, com área de cerca de 42.311 km<sup>2</sup>, dividida em duas regiões, uma relativa à área central de conservação e outra à área tampão ao redor da unidade de conservação. Contudo, a região de estudo circunscreve-se a área de conservação, com cerca de 22.953 km<sup>2</sup> (Figura 1a). O clima da região é tropical sub-úmido seco, influenciado pela presença de inselbergs e da Serra de Mecula, que estimulam a precipitação pluvial orográfica, sobretudo a oeste da reserva. A temperatura média anual varia entre 20° e 26°C (Figura 1d), enquanto a precipitação pluvial média anual varia entre 770 e 1.140 mm (Figura 1c).

De acordo com Timberlake *et al.* (2004), a cobertura vegetal é caracterizada pela ocorrência de quatro formações vegetais com características fisionômicas distintas: Floresta Decídua; Bosque Ribeirinho e Matagal; Vegetação de Inselbergs, Vegetação da Serra de Mecula. Segundo White (1983) 72% do total da área da reserva é coberta pela Floresta Zambéziana de Miombo Seco, as quais ocorrem em solos arenosos, em terrenos altos, predominando a *Brachystegia spiciformis*, *Bachystegia boehmii* e espécies de plantas *Julbernardia globiflora*.

O relevo da região é caracterizado por altitudes que variam entre 136 e 1.413 m (Figura 1b), com aumento crescente de leste para oeste, com ocorrência de depressões hidromórficas suaves ou vales extensos, interrompidos pelas formações rochosas de inselbergs. A reserva faz parte da bacia hidrográfica de Rovuma, caracterizada pela ocorrência de diversos rios, destacando-se os Rios Rovuma e Lugenda.

## 2.2 Dados

Foi utilizada uma série temporal de dados NDVI/MODIS do satélite Terra, produto MOD13Q1 (Coleção 5), resolução espacial 250 m, composição temporal 16 dias, tile h21v10, adquiridas no website <https://mrtweb.cr.usgs.gov/>. O período de estudo compreendeu janeiro de 2001 a dezembro de 2015, totalizando 345 imagens. O NDVI, é obtido a partir da razão normalizada entre as bandas do infravermelho próximo (ρNIR) e a banda do vermelho (ρRED), variando entre -1 e 1, de acordo com a equação 1 (ROUSE *et al.*, 1973):

$$NDVI = \frac{(\rho NIR - \rho RED)}{(\rho NIR + \rho RED)} \quad (1)$$

Foi utilizada também uma série temporal de imagens de qualidade radiométrica do pixels (Confiabilidade do Pixel) do sensor MODIS, para a ponderação dos pesos na filtragem da série temporal. No processo de filtragem, os pixels de melhor qualidade receberam maiores pesos, enquanto que os de pior qualidade receberam menores pesos, de acordo com a recomendação de Jönsson e Eklundh (2012).

## 2.3 Processamento

As séries temporais foram processadas no programa computacional TIMESAT (JÖNSSON & EKLUNDH, 2004; 2012), com vista à suavização da série de índice de vegetação e extração de métricas fenológicas. As imagens de NDVI foram ponderadas com as imagens de confiabilidade dos pixels e suavizadas utilizando o filtro Savitzky-Golay (Equação 2).

$$Y_j = \frac{\sum_{i=-m}^{i=m} C_i Y_{j+i}}{N} \quad (2)$$

em que:  $Y^*$  é o resultado do valor do NDVI;  $Y$  é o valor do NDVI original;  $C_i$  é o coeficiente para o  $i$  da janela de suavização de NDVI;  $N$  é o número inteiro da convolução, que é igual ao tamanho da janela de suavização ( $2m+1$ );  $j$  representa o índice de processamento da data ordenada na tabela original dos dados;  $m$  representa metade da largura da janela de suavização (SAVITZKY & GOLAY, 1964).

Este é um método de filtragem adaptativa, baseado em média móvel, cujo valor da janela é pré-estabelecido conforme a natureza do ruído (BORGES, 2014). Segundo Borges *et al.* (2014), este método é mais flexível em relação aos outros filtros implementados no TIMESAT.

Os parâmetros elegidos para o ajuste da função no software TIMESAT para a filtragem dos dados foram: filtro Savitzky-Golay com janela 5, força de adaptação à curva de 3; método de corte de pico (spike Method) de 3; limite da amplitude (Cut-off) de 0 e número de interações de 2. Os valores de confiabilidade dos pixels foram categorizados e

atribuídos pesos de acordo os valores da Tabela 1.

### 2.3.2 Regiões homogêneas e perfil espectro-temporal

A fim de identificar a ocorrência de um padrão sazonal das grandes formações vegetais, com elevada homogeneidade interna e relacioná-lo com as métricas fenológicas, foram criadas as regiões homogêneas da cobertura vegetal. Estas, representam agrupamentos de pixels com variabilidade espectral e temporal semelhante. Para esta análise foi elaborada uma nova série temporal constituída de 23 imagens sequenciais ao longo do ano, em que cada pixel representa a média do período de 2001 a 2015.

As imagens da série média foram submetidas ao processo de agrupamento, utilizado o classificador K-médias, que utiliza a distância euclidiana para calcular as distâncias entre os pixels e os centróides dos pixels. Foram testados diferentes números de grupos, tendo como referência o mapa de uso e cobertura de terra disponibilizado pelo Centro Nacional de Cartografia e Teledetecção de Moçambique (CENACARTA).

Para os grupos identificados foram extraídos o perfil espectro-temporal de NDVI, consecutivamente, elaborado o gráfico da dinâmica temporal e determinadas as estatísticas descritivas (média, desvio-padrão e coeficiente de variação).

Tabela 1: Categorias de confiabilidade dos pixels e pesos atribuídos no TIMESAT

| Categoria do Pixel | Descrição                            | Pesos atribuídos no TIMESAT |
|--------------------|--------------------------------------|-----------------------------|
| -1                 | Sem dado                             | 0                           |
| 0                  | Dado confiável, usar sem restrições. | 1                           |
| 1                  | Dado marginal, usar com restrições.  | 0,5                         |
| 2                  | Neve/gelo                            | 0                           |
| 3                  | Nuvens                               | 0                           |

Fonte: LP-DAAC (2016).

### 2.3.3 Métricas fenológicas

Inicialmente foram identificados para cada ciclo anual o valor mínimo encontrado para o início e o valor máximo para o fim do ciclo fenológico, de acordo com a recomendação de Eklundh & Jönsson (2012).

Entretanto, somente catorze ciclos foram analisados, visto que o último ano foi desconsiderado na criação de métricas, pois este não completa um ciclo fenológico completo. No presente trabalho foi escolhido o nível de 20% para o parâmetro de início e o final do ciclo fenológico e o parâmetro de sazonalidade foi de 1, que representa um ciclo.

Foram, então, extraídas 10 métricas fenológicas para cada ciclo (Figura 2):

- (a) Início de ciclo; (b) Fim do ciclo; (c) Duração do ciclo; (d) Nível de base (Mínima atividade fotossintética ou valor mínimo de NDVI); (e) Valor máximo (Máxima atividade fotossintética ou valor máximo de NDVI); (f) Amplitude sazonal; (j) Integral maior (Produtividade total); (i) Integral menor (Produtividade sazonal); (g) Derivada da esquerda (Taxa de rebrota “green-up”); (h) Derivada da direita (Taxa de senescência “browndown”).

As métricas foram determinadas para cada ciclo anual e, posteriormente, foram gerados mapas médios de cada métrica fenológica para o período entre 2001 e 2015.

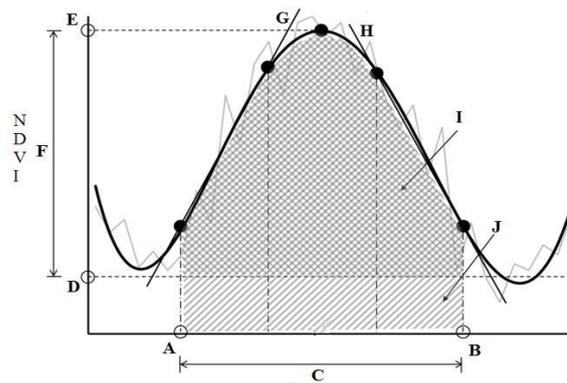


Fig. 2 - Métricas fenológicas extraídas pelo TIMESAT. Os pontos a e b marcam o Início e o Final do ciclo sazonal; c Duração do ciclo; d Mínima atividade fotossintética; e Máxima atividade fotossintética; f Amplitude; g Derivada da esquerda (Taxa de rebrota “green-up”); h Derivada da direita (Taxa de senescência “browndown”). As integrais i e j mostram o efeito cumulativo de crescimento da vegetação durante a temporada. Fonte: Adaptado de Tuanmu *et al.* (2010).

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Esta seção está dividida em duas subseções. A primeira, apresenta as principais regiões homogêneas da cobertura vegetal, sua localização, seu comportamento espectro-temporal e análise estatística quanto a sua variabilidade. Na segunda subseção, é apresentada a caracterização das métricas fenológicas da cobertura vegetal e sua relação com as regiões homogêneas.

#### 3.1 Regiões homogêneas e perfil espectro-temporal

Com base no perfil espectro-temporal do NDVI foram identificadas, na área de estudo, seis regiões homogêneas quanto à cobertura vegetal, quais sejam: Floresta Decídua, Floresta Aberta Semi-decídua, Floresta Ribeirinha e Matagal, e Floresta de Montanha. Estes resultados mostram coerência com os verificados por Timberlake *et al.* (2004), quando da caracterização biológica da cobertura vegetal da Reserva do Niassa.

A ocorrência de diferentes tipos de vegetação está fortemente ligada a componente

climatológica (temperatura do ar, precipitação pluvial, fotoperíodo), bem como o tipo de solo. As Florestas Decíduas são as predominantes, e estão distribuídas por toda reserva, mas com maior abrangência nas áreas central e a leste. Predominam nesta região a alta temperatura do ar, baixa precipitação pluvial e baixa altitude, sendo maior a incidência de incêndios florestais, sobretudo nos meses secos de maio a outubro. Também abundante, é a Floresta de Montanha, localizada na porção oeste da reserva, local com predominância das menores temperaturas do ar, maior precipitação pluvial e maior altitude. A Floresta Aberta Semi-decídua, concentra-se a leste da reserva, em áreas com predominância de temperaturas altas e baixa precipitação. Entretanto, em consequência da ocorrência de cursos de água, há influência na sazonalidade da vegetação. Já as Florestas Ribeirinhas e Matagal localizam-se próximos aos cursos de rios e são bastante influenciadas pela sazonalidade dos caudais dos rios, bem como pelo aumento da temperatura do ar.

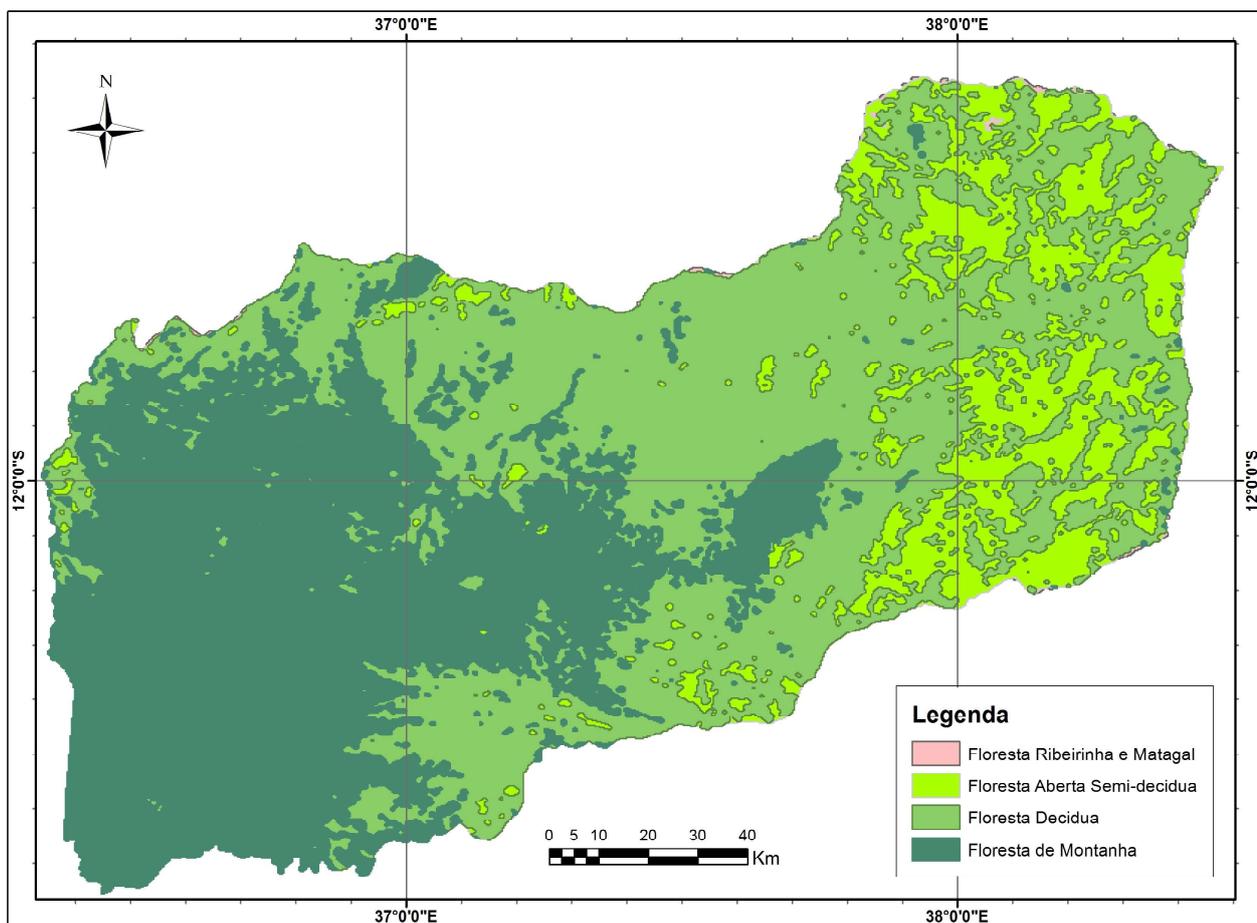


Fig. 3 - Regiões homogêneas quanto a variabilidade espectro-temporal de NDVI/MODIS, Reserva do Niassa - Moçambique.

A Figura 4 apresenta o perfil espectro temporal das regiões homogêneas obtidas. Verifica-se que todos os tipos de vegetação apresentam baixos valores de NDVI na estação seca e valores altos na estação chuvosa, mostrando forte associação com a precipitação pluvial. Estudos realizados ao nível global em áreas sazonalmente secas apontam uma expressiva correlação entre a sazonalidade da vegetação e a precipitação pluvial (LAMPE *et al.*, 1992; MACHADO *et al.*, 1997; JUSTINIANO & FREDERICKSEN, 2000; TORRES &

GALETTO, 2011).

Existe, entretanto, diferença entre o valor do NDVI médio entre as regiões homogêneas, sendo a Floresta de Montanha a que apresentou os maiores valores e a menor variabilidade (Tabela 2), o que é consequência do tipo e do vigor deste tipo de vegetação, assim como da localização em áreas mais chuvosas. Já as Florestas Decíduas e Aberta Semi-decíduas apresentaram maior coeficiente de variação, indicando maior variabilidade ao longo do ano, conforme esperado.

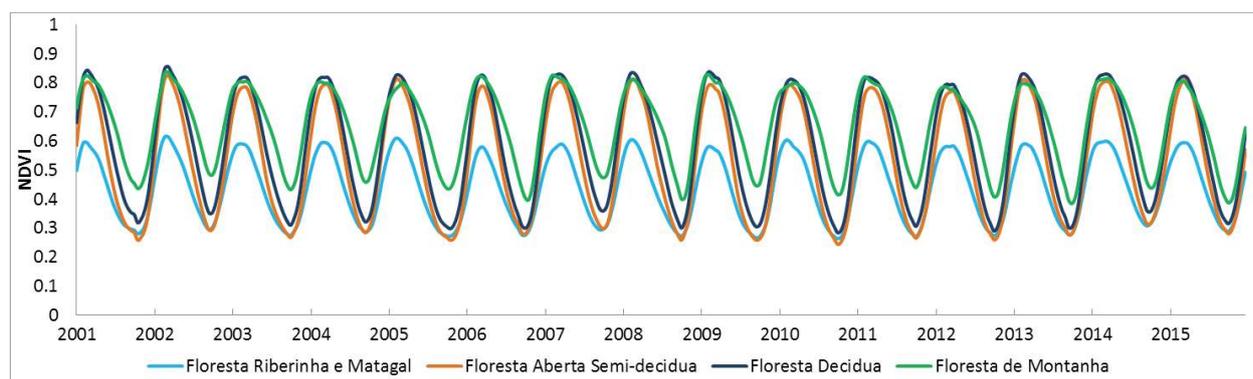


Fig. 4 - Perfil espectro-temporal do NDVI das regiões homogêneas, Reserva do Niassa - Moçambique.

Tabela 2: Estatística descritiva do perfil espectro-temporal do NDVI das regiões homogêneas, Reserva do Niassa - Moçambique

| Regiões Homogêneas            | Média | Desvio Padrão | CV (%) |
|-------------------------------|-------|---------------|--------|
| Floresta Ribeirinha e Matagal | 0,43  | 0,11          | 26,05  |
| Floresta Decídua              | 0,52  | 0,19          | 36,13  |
| Floresta Aberta Semi-decídua  | 0,58  | 0,18          | 31,81  |
| Floresta de Montanha          | 0,64  | 0,13          | 20,69  |

### 3.2 Métricas fenológicas

Os resultados do padrão médio das métricas fenológicas, para o período de 2001 a 2015, são ilustrados na Figura 5, oportunizando observar as diferenças fenológicas da vegetação da Reserva do Niassa. De forma geral, as métricas revelam forte interferência do fator climático, especialmente da forma como a precipitação pluvial e a temperatura do ar estão distribuídas na região, bem como a localização de diferentes tipos de uso e cobertura de terra.

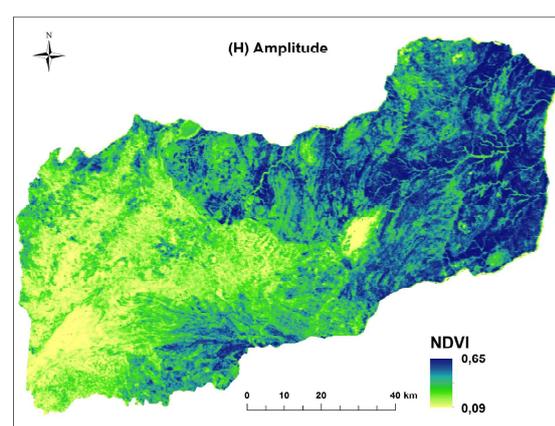
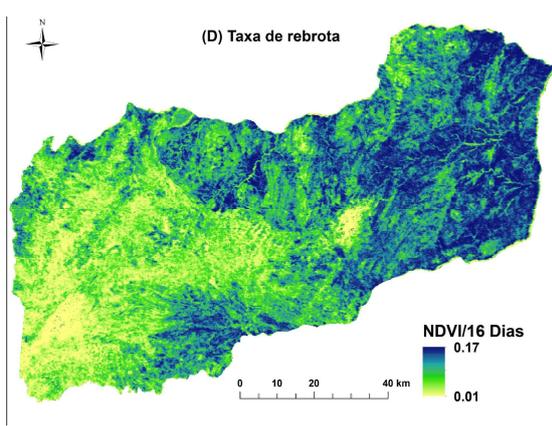
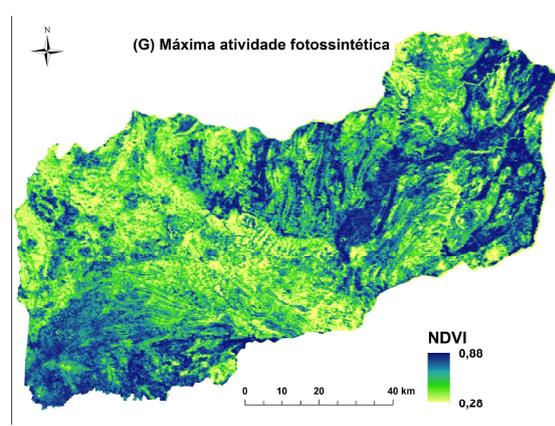
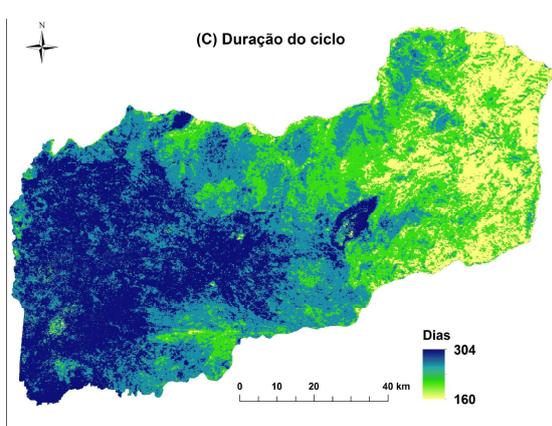
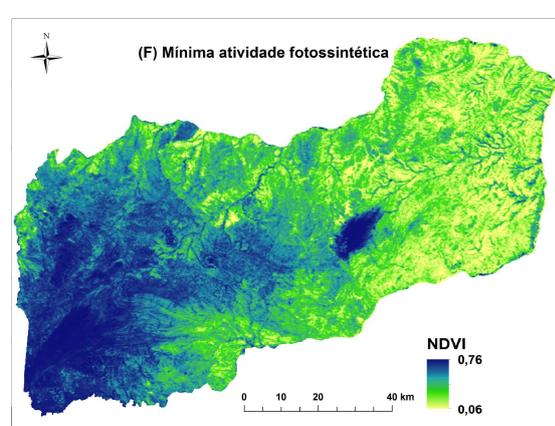
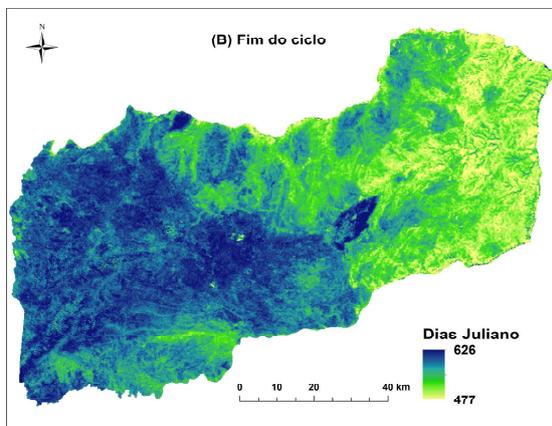
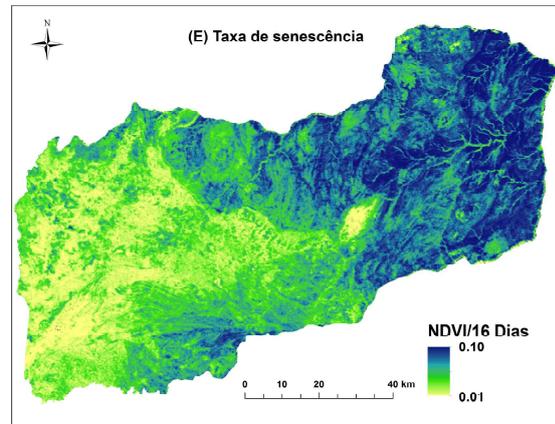
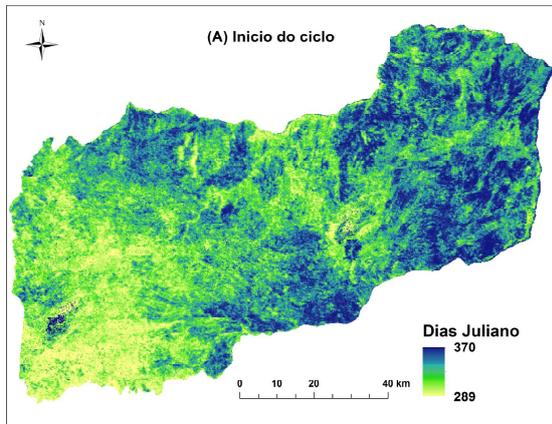
Em todas as métricas pode-se observar características que diferenciam as porções leste e o centro, com baixa precipitação pluvial e temperaturas mais elevadas e com ocorrência de Floresta Decídua e Aberta Semi-decídua,

da porção oeste da reserva, com precipitação alta, menores temperaturas e a ocorrência de Florestas de Montanha. Entretanto, as Florestas Ribeirinhas e Matagal também são influenciados pela sazonalidade da precipitação pluvial, fundamentalmente pelo caudal dos rios.

Observando a reserva de forma regional, verifica-se que o Início do ciclo (Figura 5A) ocorre em algumas áreas em meados de outubro, que coincide com o início do ano hidrológico e se estende até o início de janeiro, em outras fitofisionomias. O elemento precipitação pluvial apresenta alta associação com esta métrica. Para a média das regiões, verifica-se que as Florestas Ribeirinhas e Matagal, apresentam o início de ciclo mais precoce (Tabela 3), devido ao aumento dos caudais dos rios no início da estação. As

Florestas de Montanha também apresentam um início do ciclo precoce, devido às temperaturas mais amenas e a maior precipitação pluvial da

região. Já as Florestas Decíduas e a Floresta Aberta Semi-decíduas apresentam o início de estação mais tardio.



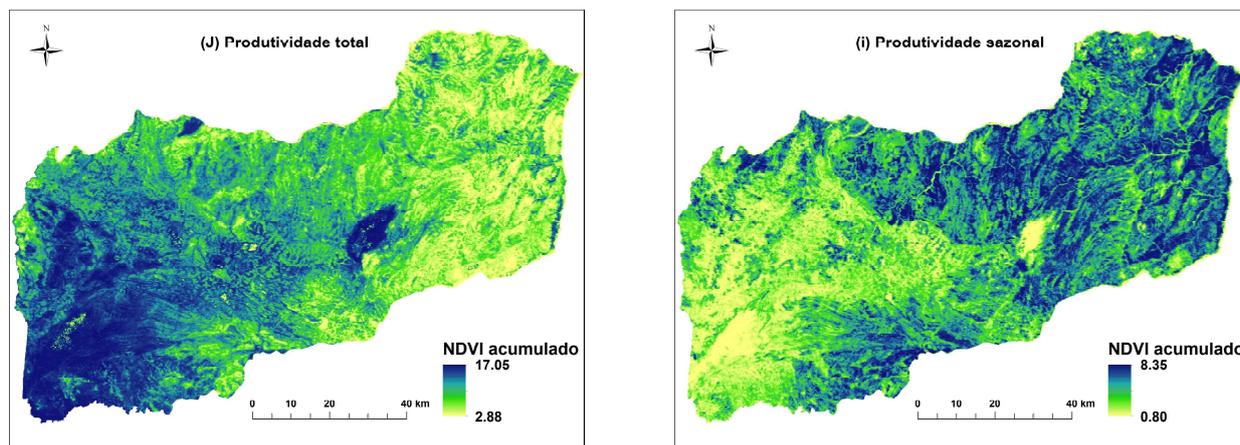


Fig. 5 - Métricas fenológicas extraídas da série temporal de NDVI/MODIS, do período de 2001-2015, Reserva do Niassa - Moçambique.

O Final do ciclo (Figura 5B) variou na região desde a primeira quinzena de abril até a segunda quinzena de setembro, como decorrência da queda da temperatura. Segundo Franco (2008) devido às baixas temperaturas, a

vegetação inicia um período de seca fisiológica, levando-a à senescência. Em média, as Florestas de Montanha apresentaram o Final do ciclo mais tardio, em relação a outras fitofisionomia, devido a sua localização em áreas de maior altitude.

Tabela 3: Média das métricas fenológicas em relação a cada região homogênea, Reserva do Niassa - Moçambique

| Métricas fenológicas                   | Regiões homogêneas            |                              |                  |                      |
|----------------------------------------|-------------------------------|------------------------------|------------------|----------------------|
|                                        | Floresta Ribeirinha e Matagal | Floresta Aberta Semi-decídua | Floresta Decídua | Floresta de Montanha |
| Início de ciclo (Data)                 | 17/10                         | 13/11                        | 7/11             | 30/10                |
| Fim do ciclo (Data)                    | 30/5                          | 5/5                          | 25/5             | 29/8                 |
| Duração do ciclo (Dias)                | 160                           | 176                          | 208              | 288                  |
| Taxa de rebrota (NDVI/16 dias)         | 0,05                          | 0,09                         | 0,09             | 0,07                 |
| Taxa de senescência (NDVI/16 dias)     | 0,03                          | 0,06                         | 0,05             | 0,03                 |
| Mínima atividade fotossintética (NDVI) | 0,20                          | 0,26                         | 0,30             | 0,41                 |
| Máxima atividade fotossintética (NDVI) | 0,47                          | 0,75                         | 0,77             | 0,74                 |
| Amplitude (NDVI)                       | 0,29                          | 0,51                         | 0,50             | 0,38                 |
| Produtividade sazonal (NDVI acumulado) | 3,34                          | 5,91                         | 6,24             | 5,18                 |
| Produtividade total (NDVI acumulado)   | 7,23                          | 10,62                        | 11,97            | 13,51                |

A Duração do ciclo (Figura 5C), que é o período entre, o início e o fim da estação, também evidenciou as diferenças entre as regiões. O ciclo fenológico das Florestas de Montanha teve uma duração média de 288 dias, em consequência da estacionalidade desta vegetação (Tabela 3). Já a menor duração do ciclo aconteceu nas Florestas Ribeirinhas, na ordem de 160 dias.

Este é o período de duração da estação chuvosa de verão, quando as folhas apresentam picos plenos da capacidade fotossintética (FERRERA, 2012; LUO *et al.*, 2017;). A duração do ciclo está estritamente ligada a rebrota e a senescência.

As Florestas Decíduas e Semi-decíduas apresentam maior taxa de rebrota, bem como de senescência, em comparação às Florestas

Riberinhas e Florestas de Montanha (Figura 5D e 5E). Este padrão está relacionado ao aproveitamento máximo das Florestas Decíduas e Semi-decíduas do início da disponibilidade hídrica para a sua recuperação após o período seco.

Segundo Becerra *et al.* (2009), algumas fitofisionomias savânicas passam por um processo de perda, total ou parcial, de folhas na estação seca e rebrota acelerada com aumento dos processos metabólicos na estação chuvosa. Entretanto, verifica-se que este processo é mais expressivo em Florestas Decíduas e Semi-decíduas. As altas taxas de senescência destas fitofisionomias são indicadores claros da sua vulnerabilidade precoce ao fogo.

Na área de estudo, a Mínima atividade fotossintética, ou menor valor de Índice de Vegetação, variou entre 0,06 e 0,76 (Figura 5F). O menor valor foi observado nas formações Florestais Decíduas e Floresta Aberta Semi-decíduas (Tabela 3). Nestas formações, pelas suas características, há uma maior perda de folhas e, portanto, observa-se a mais baixa atividade fotossintética no período de menor disponibilidade hídrica.

A Máxima atividade fotossintética (Figura 5G), ou maior valor de NDVI, variou entre 0,28 e 0,88 na região, com distribuição heterogênea em todas as formações vegetais. Este padrão está relacionado à disponibilidade hídrica e ao fotoperíodo, em que as plantas atingem o maior pico de fotossíntese ou estágio de verdor, independente do tipo de formação vegetal (PEREIRA *et al.*, 2008; DUGARSUREN & LIN, 2016).

Nesta perspectiva, não existe uma relação direta entre a Máxima atividade fotossintética e as regiões homogêneas (Tabela 3). Houve heterogeneidade dentro de cada região e diversas fitofisionomias apresentam valores médios na ordem de 0,7, com exceção de Florestas Ribeirinhas e Matagal.

A Amplitude (Figura 5H), que é a diferença entre valores mínimos e máximos de NDVI, assemelha-se aos valores de Mínima e Máxima atividade fotossintética, na qual as Florestas Abertas e as Florestas Semi-decíduas e Decíduas apresentaram maior variação, ligadas à sua maior sazonalidade. Já as Florestas de Montanha apresentam uma baixa sazonalidade,

como decorrência das baixas temperaturas e maior precipitação pluvial. Este grupo vegetal tem uma duração de estação mais longa e conseqüentemente menor amplitude.

A Produtividade sazonal (Figura 5I), que é a produtividade da vegetação em uma determinada estação, apresentou maiores valores nas Florestas Decíduas e Florestas Abertas Semi-decíduas. Este padrão está estritamente relacionado à sazonalidade da vegetação, que neste período apresenta maior produção vegetal.

A quantidade de biomassa que pode ser registrada em um local durante todo o período é expressa pela métrica Produtividade total (Figura 5J). Os maiores valores foram encontrados nas Florestas de Montanha (Tabela 3), o que está relacionado à estrutura da vegetação. Nestas áreas, as temperaturas são baixas e há alta incidência da precipitação pluvial, e conseqüente maior duração do ciclo. A estrutura da vegetação nesta região tende a ser maior, em comparação às Florestas Decíduas e Florestas Aberta Semi-decíduas, bem como as Florestas Ribeirinhas e Matagal. Contudo, esta métrica é o inverso da produtividade sazonal.

#### 4. CONCLUSÕES

A técnica de agrupamento, baseada no padrão temporal de uma série de imagens sequenciais de NDVI, permitiu gerar regiões homogêneas, que representam os principais grupos vegetais da Reserva do Niassa.

Todas as regiões homogêneas da Reserva do Niassa são marcadas por forte sazonalidade, e este padrão está associado com a precipitação pluviométrica. Entre as regiões homogêneas avaliadas, as que apresentam maior variabilidade são as Florestas Decíduas e Florestas Aberta semi-decíduas.

Existe um padrão fenológico típico e distinto entre as regiões homogêneas, o qual está relacionado a condições climáticas da região.

Os resultados demonstram, portanto, o potencial da série temporal NDVI do sensor MODIS, para o uso na discriminação da fenologia vegetal.

#### AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão de bolsa de Doutorado ao primeiro autor.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, E.M.; ALVES, M.A.S. Fenologia *Psychotria nuda* ep. Brasiliense (Rubiaceae) em uma área de floresta Atlântica do sudeste do Brasil. *Acta Botânica Brasílica*, São Paulo, v. 14, p. 335-346, 2000.
- ARANTES, A. **Fenologia da vegetação e a sua relação com a água e o carbono em ambientes de Cerrado no Brasil: Influências do uso e cobertura da terra no passado**, presente e futuro. 2015, p. 23-26. Dissertação (Mestrado em Geografia)- Universidade Federal de Goiás, Goiás, 2015. <<https://repositorio.bc.ufg.br/tede/bitstream/tede/4947/5/Disserta%20a7%20a3o%20-20Arielle%20Elias%20Arantes%20-2015.pdf>> Acesso em: 20 de Jun. 2015.
- BAJOCCO, S.; DRAGOZ, E.; GITAS, I.; SMIRAGLIA, D.; SALVATI, L.; RICOTTA, C. Mapping Forest Fuels through Vegetation Phenology: The Role of Coarse Resolution Satellite Time-Series. *PLoS ONE*, p. 1-14, 2015.
- BECERRA, J.; SHIMABUKURU, Y.; ALVALA, R. Relação do padrão sazonal da vegetação com a precipitação na região de Cerrado da Amazônia legal, usando índices espectral de vegetação. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v.24, n.2, p.126, 2009.
- BORGES, E. F.; SANO, E. E.; MEDRADO, E. "Radiometric quality and performance of TIMESAT for smoothing moderate resolution imaging spectroradiometer enhanced vegetation index time series from western Bahia State, Brazil." *Journal of Applied Remote Sensing*, v. 8, p. 6, 2014.
- BORGES, E. F. **Descrição e caracterização Fenológica de classes de cobertura vegetal natural e antrópica do oeste da Bahia a partir de séries temporais do sensor MODIS**. 2014, p. 77. Tese (Doutorado em Geociências Aplicadas) - Universidade de Brasília, 2014.
- BOHOVIC, R.; DOBROVOLNY, P.; KLEIN, D. The Spatial and Temporal Dynamics of Remotely-sensed Vegetation Phenology in Central Asia in the 1982-2011 Period. *European Journal of Remote Sensing*, p. 279-299, 2016.
- BROICH, M.; HUETE, A.; TULBURE, M. G.; MA, XIN, Q, PAGET, M.; RESTREPO-COUBE, N.; DAVIES, K.; DEVADAS, R.; HELD, A. **Land surface phenological response to decadal climate variability across Australia using satellite remote sensing**. *Biogeosciences*, 11, p. 5181-5198, 2014.
- CLELAND, E. E.; CHUINE, I.; MENZEL, A.; MOONEY, H. A.; SCHWARTZ, M. D. Hifting plant phenology in response to global change. *Trends in Ecology and Evolution*. v. 22, n. 7, p. 357-365, 2007.
- De BEURS, K. M.; HENEUBRY, G. M. Land surface phenology, climatic variation and institutional change: analyzing agricultural land cover change in Kazakhstan. *Remote Sensing of Environment*, v. 89, p. 497-509, 2004.
- DUGARSUREN, N.; LIN, C. Temporal variations in phenological events of forests, grasslands and desert steppe ecosystems in Mongolia: a remote sensing approach. *Annals of Forest Research*. p. 175-190, 2016.
- CRAIG, G.C. Aerial survey of wildlife in the Niassa Reserve and hunting concessions. Prepared for Sociedade para a Gestão e Desenvolvimento da Reserva do Niassa, **Maputo-Moçambique**. p. 38, 2009.
- EL VILALY, M.A.M. **Drought Monitoring with Remote Sensing Based Land Surface Phenology Applications and Validation**. 2013, p. 1-177, Tese (Doutorado em Ciência dos Recursos das Terras Áridas)- Universidade de Arizona, Arizona, 2013.<<http://hdl.handle.net/10150/301553>> Acesso em: 20 de Jun. 2015.
- EKLUNDH, L.; JÖNSSON, P. TIMESAT 3.0 - Software manual. Lund: **Lund University**, p.82, 2012.
- FICK, S.E.; HIJMANS, R.J. Worldclim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 2017.
- FERRERA, T.S. **Fenologia de espécies arbóreas nativas no Jardim Botânico da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria-RS**. 2012, p. 104. Dissertação (Mestrado em Agrobiologia) - Universidade Federal de Santa Maria, 2012.
- FRANCO, A.M.S. **Estrutura, diversidade e aspectos ecológicos do componente arbustivo**

- e arbóreo em uma floresta estacional, Parque Estadual do Turvo, Sul do Brasil. 2008, p. 61, Tese (Doutorado em Ciências: Botânica) -Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), 2008.
- GU, Y.; BROWN, J.; MIURA, T.; LEEUWREN, W. J.; REED, B. Phenological Classification of the United States: A Geographic Framework for Extending Multi-Sensor Time-Series Data. **Remote Sensing**, v. 2, n.2, p. 526-544, 2010.
- HASENACK, H.; WEBER, E.; FERNANDES, S. M. C.; JONAS, R.J.; DUARTE, E.H.G. **Processamento e organização de modelos digitais de elevação contínuos para os países de língua portuguesa a partir do SRTM**. 2010. UFRGS-Centro de Ecologia. ISBN 978-85-63843-04-3. Disponível em <<http://www.ecologia.ufrgs.br/labgeo>>. Acesso em: 10 Out. 2016
- Haggerty, B. P.; Mazer S. J.; The Phenology Handbook - A guide to phenological monitoring for students, teachers, families, and nature enthusiasts. **University of California**, p. 2-20, 2008.
- Huan, T.; Zhenwang, L.; Zhiliang, Z.; Baorui, C.; Baohui, Z.; Xiaoping, X. Variability and Climate Change Trend in Vegetation Phenology of Recent Decades in the Greater Khingan Mountain Area, Northeastern China. **Remote sensing**. p. 2072-4292, 2015.
- JÖNSSON, P.; EKLUNDH, L. TIMESAT: A program for analyzing time-series of satellite sensor data. **Computers & Geosciences**, v. 30, n. 1, p. 833-845, 2004.
- JUSTINIANO, J. M.; FREDERICKSEN, T. S. Phenology of tree species in Bolivian dry forests. **Biotropica**, v. 32, p. 276- 281, 2000.
- LAMPE, M. G.; BERGERON, Y.; MCNELL, R. & LEDUC, A. Seasonal flowering and fruiting patterns in tropical semiarid vegetation of northeastern Venezuela. **Biotropica**, v. 24, n.1, p. 64-76, 1992.
- LP-DAAC Vegetation Indices 16-Day L3 Global 250m. Disponível em; <[https://lpdaac.usgs.gov/dataset\\_discovery/modis/modis\\_products\\_table/mod13q1](https://lpdaac.usgs.gov/dataset_discovery/modis/modis_products_table/mod13q1)> Acesso em: 18 Out. 2016.
- LIETH, H. Introduction to phenology and the modeling of seasonality. In LIETH, H. (ed.) Phenology and seasonality modeling. Berlin: Springer Verlag, p.3-19, 1974.
- LUO, Z.; GUAN, H.; ZHANG, X.; LIU, N. Photosynthetic capacity of senescent leaves for a subtropical broadleaf deciduous tree species *Liquidambar formosana* Hance. **Scientific Reports**. p. 1-9, 2017.
- MACHADO, I. C. S.; BARROS, L. M.; SAMPAIO, E. V. S. B. Phenology of caatinga at Serra Talhada, PE, Northeastern Brasil. **Biotropica**, v. 29, n. 1, p. 57-68, 1997.
- MANTOVANI, M.; RUSCHEL, A.; REIS, M.; PUCHALSKI, A.; NODARI, R. Fenologia reprodutiva de espécies arbóreas de formações secundárias da Mata Atlântica. **Revista Árvore**, v.27, n.4, p.452, 2003.
- MELAAS, E. K.; FRIEDL, M. A.; ZHU, Z. Detecting interannual variation in deciduous broadleaf forest phenology using Landsat TM/ETM+ data. **Remote Sensing of Environment**, v. 132, p. 176-185, 2013.
- NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION (NASA). Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS), 2014. Disponível em: <<http://modis.gsfc.nasa.gov>> Acesso em: 18 Out. 2016.
- NEVES, E. L.; FUNCH, L. S.; VIANA, B. F. Comportamento fenológico de três espécies de *Jatropha* (Euphorbiaceae) da Caatinga, semi-árido do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica, São Paulo**, v. 33, n. 1, p. 155-166, 2010.
- PEREIRA, T.S.; COSTA, M.L.M.N.; MORAES, L.F.D.; LUCHIARI, C. Fenologia de espécies arbóreas em Floresta Atlântica da Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. **Série Botânica.**, v. 63, n. 2, p. 329-339, 2008.
- RIBEIRO, N. S.; SHUGART, H.H.; WASHINGTON-ALLEN, R. The effects of fire and elephants on species composition and structure of the Niassa Reserve, northern Mozambique. **Forest Ecology and Management**. v. 225, p. 1627, 2008.
- ROADS, J.; FUJIOKA, F.; CHEN, S., & BURGAN, R. Seasonal fire danger forecasts for the USA. **International Journal of Wildland Fire**, v. 14, p. 1-18, 2005.

- ROUSE J.W.; HAAS Jr, R.H.; SCHELL J.A and DEERING, D.W. **Monitoring vegetation Systems in the Great plains with ERTS**. Third ERTS-1 Symposium, NASA SP-351 I, p.309-317, 1973.
- Savitzky, A.; Golay, M. J. E. Smoothing and Differentiation of Data by Simplified Least Squares Procedures, **Analytical chemistry**, v. 36, n. 8, p. 1627-1636, 1964.
- SOUZA, D,N,N.; CAMACHO, R,G V.; MELO.; J, I, M.; ROCHA, L, N, G.; Da SILVA, N, F. Estudo fenológico de espécies arbóreas nativas em uma unidade de conservação de Catinga no Estado do Rio Grande do Norte, Brasil. **Biotemas**, v. 27, n. 2, p. 31-42, 2014.
- SOUDANI, K.; HMIMINA, G.; DELPIERRE, N.; PONTAILLER, J. Y.; AUBINET, M.; BONAL, D.; CAQUET, B.; GRANDCOURT, A.; BURBAN, B.; FLECHARD, C.; GUYON, D.; GRANIER, A.; GROSS, P.; HEINESH, B.; LONGDOZ, B.; LOUSTAU, D.; MOUREAUX, C.; OURCIVAL, J. M.; RAMBAL, S.; SAINT ANDRÉ, L.; DUFRÊNE, E. Ground-based Network of NDVI measurements for tracking temporal dynamics of canopy structure and vegetation phenology in different biomes. **Remote Sensing of Environment**, v. 123, p. 234-245, 2012.
- STREHER, A. S.; SOBREIRO.; J .F F.; MORELLATO, L. P. C.; SILVA.; T. S F. Land Surface Phenology in the Tropics: **The Role of Climate and Topography in a Snow-Free Mountain. Ecosystems**. p. 1-18, 2017.
- TELES, T. **Relações de métricas fenológicas EVI/MODIS do TIMESAT com sombreamento e Padrões atípicos de temperatura em Floresta Estacional Decídua**. 2015. p. 13 Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) Instituto Nacional de Pesquisa Espacial, 2015.
- TORRES, C.; GALETTO, L. Flowering phenology of co-occurring Asteraceae: a matter of climate, ecological interactions, plant attributes or of evolutionary relationships among species? **Organisms Diversity & Evolution**, v. 11, p. 9-19, 2011.
- TIMBERLAKE, J.; GOLDING, J.; CLARKE, P. Niassa Botanical Expedition June 2003. Prepared for Sociedade para a Gestão e Desenvolvimento da Reserva do Niassa Moçambique, **Biodiversity**, N. 12, 2004.
- TUANMU, M; VIÑA, A; BEARER, S; XU, W; OUYANG, Z; ZHANG, H; LIU, J. Mapping understory vegetation using phenological characteristics derived from remotely sensed data. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, p. 1836, 2010.
- YOU, X; MENG, J; ZHANG, M; DONG, T. Remote Sensing Based Detection of Crop Phenology for Agricultural Zones in China Using a New Threshold Method. **Remote Sensing**, p. 3190-3211, 2013.
- WHITE, F., The Vegetation of Africa, a descriptive memoir to accompany the UNESCO/AETFAT/UNSO. **Natural Resources Research**. v. 20. p. 1–356, 1983.
- WHITE, M.A, NEMANI, R.R. Real-time monitoring and short-term forecasting of Land surface phenology **Remote Sensing of Environmet**, v. 104, p. 43–49, 2006
- ZHANG,X.Y.; FRIEDL,M.A.; SCHAAF,C.B. Global vegetation phenology from moderate resolution imaging Spectroradiometer (MODIS):evaluation of global patterns and comparison with in situ measurements . **Journal of Geophysical Research**, v.111, p. 1–14, 2006.

**1.1 ARTIGO 2 - PADRÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE INCÊNDIOS FLORESTAIS ENTRE 2001-2015, NA RESERVA DO NIASSA-MOÇAMBIQUE, COM BASE EM DADOS DO SENSOR MODIS.**

# **Padrão espaço-temporal de incêndios florestais entre 2001-2015, na Reserva do Niassa-Moçambique, com base em dados do sensor MODIS.**

**Eufrásio João Sozinho Nhongo<sup>1</sup>, Denise Cybis Fontana<sup>1</sup>, Laurindo Antônio Guasselli<sup>1</sup>**

**<sup>1</sup>Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS  
Centro Estadual de Pesquisas em Sensoriamento Remoto e Meteorologia  
Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto  
Avenida Bento Gonçalves 9500 - 91501-970 - Porto Alegre - RS, Brasil  
eufractionhongo@yahoo.com, {dfontana, laurindo.guasselli}@ufrgs.br  
\* Correspondente: eufractionhongo@yahoo.com**

## **RESUMO**

Os incêndios florestais estão entre os maiores fatores de alteração dos ecossistemas. O conhecimento do regime de incêndios (frequência do fogo, severidade, intensidade, sazonalidade e seu padrão de distribuição) representa um importante fator na gestão dos incêndios florestais. Este estudo teve como objetivo analisar o padrão espaço-temporal dos incêndios e das áreas queimadas na Reserva do Niassa usando dados MODIS, produto de fogo ativo (MCD14ML) e produto da área queimada (MCD64A1), para o período 2001-2015. Para análise do padrão temporal, foram determinadas as frequências anuais e mensais, assim como a frequência por tipos de cobertura florestal existente na reserva. Para análise da dinâmica espacial da densidade de incêndios florestais, foi utilizada a densidade de Kernel (Método Fixo). Os resultados mostraram que um total de 21.223 incêndios florestais e 185.462 km<sup>2</sup> de área queimadas foi registrado no período em análise. As ocorrências de incêndios foram mais altas em 2015, enquanto a maior área queimada foi registrada em 2007. A relação entre o aumento de incêndios e de áreas queimadas não é linear, visto que existe uma tendência de aumento de incêndios, mas há estabilização das áreas queimadas. Os incêndios florestais ocorrem de maio a dezembro. Agosto-outubro é o período de maior ocorrência, com pico em setembro. Os incêndios ocorrem predominantemente nas florestais decíduas e florestais de montanha, por conta do tipo de vegetação e da quantidade da biomassa seca. Há uma dinâmica espacial-mensal dos incêndios florestais de leste para oeste da reserva. Este padrão é dependente do tipo de cobertura vegetal, da disponibilidade de material para combustão e da senescência da vegetação.

**Palavras-chave:** MODIS, Padrões dos incêndios, Fogo ativo, Áreas queimadas, Densidade de Kernel.

## **ABSTRACT**

Forest fires are among the major factors affecting ecosystem change. Knowledge of the fire regime (fire frequency, severity, intensity, seasonality and distribution pattern) is an important factor in the management of forest fires. This study aimed to analyze the spatial-temporal pattern of fires and burned areas in Niassa Reserve using MODIS data, active fire product (MCD14ML) and burned area product (MCD64A1) for the period 2001-2015. For the analysis of the temporal pattern, the annual and monthly frequencies were determined, as well as the frequency by types of forest cover in the reserve. For the analysis of the spatial dynamics of the forest fire density, the Kernel density (Fixed Method) was used. The results showed that a total of 21,223 forest fires and 185,462 km<sup>2</sup> of burned area were recorded in the period under analysis. Fire events were highest in 2015, while the largest area burned was recorded in 2007. The relationship between the increase in fires and areas burned is not linear, as there is a tendency for fire to increase, but there is stabilization of areas burned. Forest fires occur from May to December. August-October is the period of highest occurrence, with peak in September. Fires occur predominantly in deciduous

forest and mountain forest, due to the type of vegetation and the amount of dry biomass. There is a spatial-monthly dynamics of forest fires from east to west of the reserve. This pattern is dependent on the type of vegetation cover, the availability of material for combustion and the senescence of vegetation.

**Keywords:** MODIS, Fire patterns, Active fire, Areas burned, Kernel density

## 1. Introdução

Os incêndios florestais estão entre os maiores fatores de alteração dos ecossistemas ao nível global. Eles são uma das principais formas de destruição da vegetação, ameaça à biodiversidade, causando fragilização de ecossistemas, infertilidade do solo, produção de gases nocivos à saúde humana, diminuição de visibilidade atmosférica (BARBOSA et al., 1999; UYS et al., 2004). Além disso, a queima de biomassa por incêndios foi identificada como fonte significativa de aerossóis, fluxos de carbono e gases residuais, que poluem a atmosfera e contribuem para a mudança climática global (DEVINEAU et al., 2010).

Apesar destes impactos, o fogo é um processo ecológico chave nos ecossistemas de Miombo, predominante na Reserva do Niassa em Moçambique, com impactos na ciclagem de nutrientes, regeneração vegetativa, composição das espécies, estrutura e resiliência do ecossistema de Miombo. Segundo Ribeiro et al. (2017), o fogo nesta fitofisionomia é muitas vezes rotulado como um fenômeno prejudicial aos ecossistemas, mas ao mesmo tempo, é uma importante ferramenta de gerenciamento dos mesmos.

Estudos recentes têm indicado que há aumento de recorrência de incêndios florestais na Reserva do Niassa (RIBEIRO, 2007; RIBEIRO, 2017), com sérios impactos na estrutura e composição das espécies vegetais, assim como, impactos econômicos. Ribeiro et al. (2013) demonstraram uma redução da biomassa lenhosa da espécie *Julbernardia globiflora* na Reserva do Niassa entre 2005 a 2009, o que segundo os autores, pode estar ligado ao aumento da frequência de queimadas.

Os incêndios florestais são um processo de paisagem muito dinâmico, que depende de diversos fatores, como clima, tipo e estrutura da vegetação, umidade do material combustível, uso do solo e atividade humana (FALK et al., 2011). O conhecimento de regime de incêndios (frequência de fogo, severidade, intensidade, sazonalidade, e padrão de distribuição) representa um importante fator na gestão dos incêndios florestais (GILL, 1975; KREBS et al., 2010; LEHMANN et al., 2014). O entendimento e a caracterização, por exemplo, de padrões espaço-temporal de ignição pelo fogo pode fornecer informações importantes para otimizar recursos para alocação em combate a incêndios (BUTRY et al., 2006; JIMÉNEZ-RUANO et al., 2017). Portanto, para se estabelecer políticas adequadas de prevenção de queimadas, é necessário

conhecer as estatísticas referentes a elas, isto é saber onde, quando, e por que elas ocorrem (SOARES & SANTOS, 2002).

A falta dessas informações pode levar a gastos muito altos, acima do potencial de danos, ou gastos muito baixos (TORRES et al., 2010). Adicionalmente, a descrição do regime de fogo é um fator importante na compreensão da distribuição espacial das plantas e de suas estratégias de regeneração, particularmente em regiões com sazonalidade climática (DALDEGAN et al., 2014).

Nos últimos anos, com o advento dos satélites, estão sendo disponibilizados dados brutos para detectar e monitorar incêndios ativos e áreas queimadas, não apenas a nível nacional ou local, mas também nas escalas continental e global (ZHANG et al, 2001). Esta tecnologia agrega valor em comparação com outras abordagens por conta da sua precisão, repetitividade e velocidade na aquisição de dados, da disponibilidade de séries históricas longas e facilidade de combinação com outros dados temáticos (PICOTTE et al., 2011).

Vários sensores vêm sendo extensivamente utilizadas no estudo de áreas queimadas e focos de incêndios, destacando-se: *Advanced Very High Resolution Radiometer* (AVHRR); *Land Remote-Sensing Satellite* (LANDSAT); *Geostationary Operational Environmental Satellite* (GOES); *Medium Resolution Imaging Spectrometer* (MERIS) e *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) (MITRI; GITAS, 2013). Contudo, a resolução temporal do sensor MODIS, a disponibilidade de produtos de fogo ativo e de área queimada, a escala global e o fato dos dados serem gratuitos, aumentou significativamente o interesse de usuários finais da comunidade global na sua adoção para aplicações regionais e locais, especialmente em áreas onde os dados terrestres são escassos ou não são publicamente acessíveis (MOUILLOT, 2014; TSELA et al., 2014).

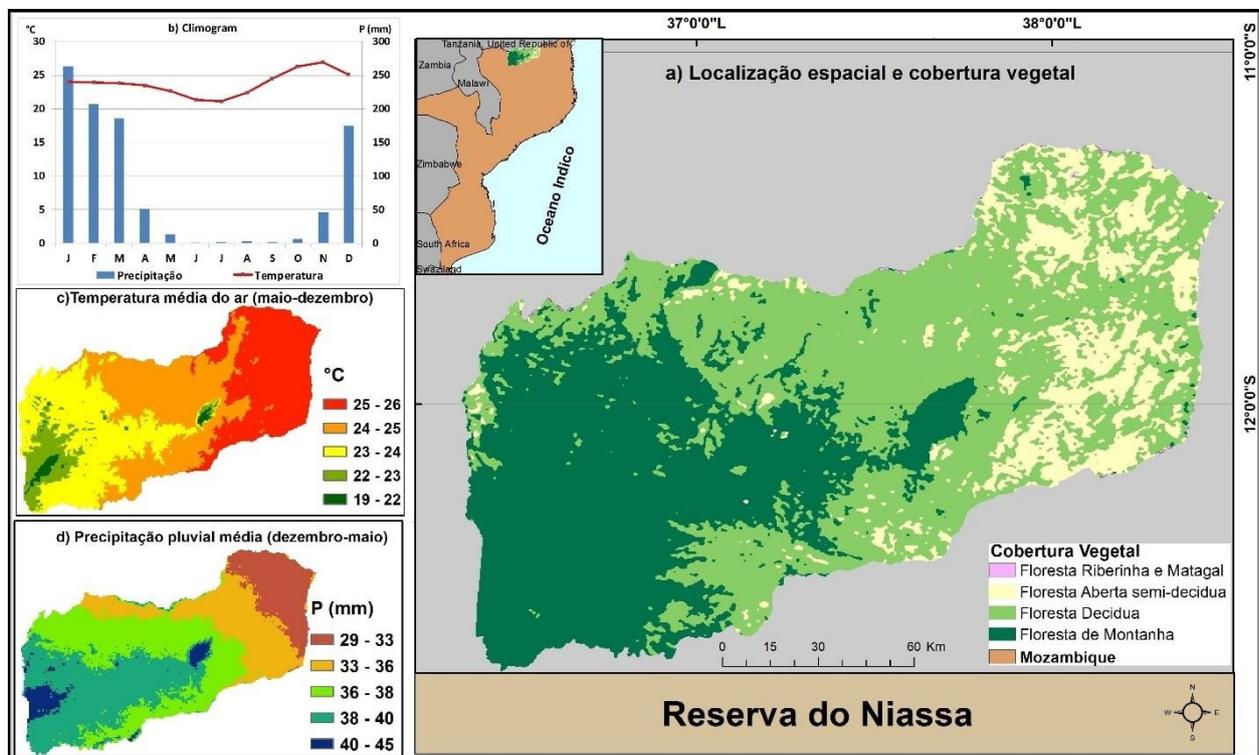
Nesta perspectiva, diversos estudos vêm sendo desenvolvidos na análise dos padrões espaço-temporais dos incêndios florestais com base em sensores MODIS ao nível global (ARCHIBALD et al., 2010; TARIMO et al., 2015; BUTHELEZI et al., 2016; YUKILI et al., 2016; MATIN et al., 2017). No entanto, poucos estudos sobre os padrões espaço-temporais de ocorrência de incêndio foram conduzidos na Reserva do Niassa. Desta forma, o presente trabalho teve como objetivo analisar o padrão espacial e temporal dos incêndios florestais, detectados a partir de dados MODIS, no período entre 2001 e 2015, na Reserva do Niassa. As principais questões que se pretende responder são onde e quando ocorrem os incêndios.

## 2. Material e Métodos

### 2.1 Áreas de estudo

A área de estudo é a Reserva do Niassa (23.040 km<sup>2</sup>), localizada no extremo norte de Moçambique, entre as latitudes: 12°36'46,67'', - 11°26'05,83'' sul, e longitude: 32° 25'20,16'' e 38° 31'23,16'' leste (Figura 1). É uma das maiores áreas de conservação do sul de África e a maior de Moçambique, sendo uma das áreas selvagem mais icônica da África (MITTERMEIR *et al.*, 2003). O clima é tropical sub-úmido seco, com duas estações climáticas distintas. Na estação seca (maio a setembro) as precipitações pluviais não excedem os 20 mm e a umidade relativa do ar varia entre 40 a 50%, este é o período com maior ocorrência de incêndios florestais. Já a estação chuvosa (outubro a abril) apresenta precipitação pluvial entre 770 e 1.140 mm, com temperatura média variando de 20 a 26°C.

De acordo com Nhongo *et al.* (2017), as formações vegetais predominantes são: floresta decídua; floresta aberta semi-decídua, floresta de montanha, e floresta riberinha e matagal. Segundo White (1983), 72% do total da área da reserva é coberta pela floresta zambéziana de Miombo Seco, predominando a *Brachystegia spiciformis*, *Bachystegia boehmii* e espécies de plantas *Julbernardia globiflora*. O relevo apresenta um gradiente leste-oeste, com altitudes que variam entre 136 e 1.413 m, acima do nível médio do mar. Associado a este gradiente, as temperaturas são maiores a leste e menores a oeste, enquanto as precipitações pluviais ocorre o inverso, com maiores valores no extremo oeste da reserva.



**Figura 1:** Caracterização da área da Reserva do Niassa, Moçambique: a) Localização espacial e cobertura vegetal (Fonte: Nhongo *et al.*, 2017); b) Climograma; c) Temperatura do ar média (maio-dezembro); d) Precipitação pluvial média (maio-dezembro).

## 2.2. Dados

### 2.2.1. Produto de fogo ativo MODIS MCD14ML

Os dados foram obtidos do produto Aqua & Terra MODIS Anomalias Termiais (MCD14ML), com resolução espacial de 1km, coleção 6, no período entre janeiro de 2001 e dezembro de 2015, disponibilizado pela NASA FIRMS (*Fire Information for Resource Management System*) no website (<https://earthdata.nasa.gov/earth-observation-data/near-real-time/firms/>). Importa referir que para o ano de 2001, só esta disponível os dados do Satélite Terra. Muito por conta do lançamento e operação do satélite Aqua, a partir do ano de 2002.

A detecção de incêndio é realizada usando um algoritmo contextual que explora a forte emissão de radiação infravermelha média de incêndios e é baseado na temperatura brilho derivada dos canais de 4 e 11  $\mu\text{m}$  (GIGLIO et al., 2003). A localização do fogo corresponde ao centro de um *pixéis* de 1x1 km que é sinalizado pelo algoritmo como contendo um ou mais incêndios dentro do *pixéis*. Para evitar falsos alarmes (erros de comissão), foram considerados somente *pixéis* de incêndio de alta confiabilidade (> 80% de confiabilidade).

### 2.2.2. Produto da área queimada MODIS MCD64A1

Os dados de áreas queimadas foram obtidos, do produto MODIS Áreas Queimadas, MCD64A1, coleção 6, do período entre janeiro de 2001 a dezembro de 2015. O MCD64 é o produto mais recente do conjunto de produtos de área queimada MODIS, com 500m de resolução espacial em uma grade global, com nível de processamento 3. Baseia-se em uma abordagem híbrida automatizada, que explora o potencial de incêndios ativos de MODIS de 1 km e dados de entrada de reflectância de superfície de 500 m (GIGLIO et al., 2009).

O algoritmo híbrido aplica limites dinâmicos a imagens compostas geradas a partir de um índice de vegetação sensível a queimadas, os quais por sua vez são derivados dos canais infravermelhos de ondas curtas, MODIS banda 5 e 7, e uma medida da textura temporal. As camadas de dados incluem data de gravação, incerteza de dados de gravação, garantia de qualidade e o primeiro e último dia de detecção de alteração confiável do ano.

Em geral, o MCD64A1 apresenta uma melhoria na detecção de áreas queimadas em relação a coleções passadas, especialmente em relação à detecção de pequenos incêndios e à adaptabilidade a diferentes condições regionais em múltiplos ecossistemas (FORNACCA et al., 2017).

## 2.3. Métodos

### 2.3.1. Padrão de distribuição temporal

A fim de obter o padrão de distribuição temporal dos incêndios da Reserva do Niassa, foi analisada a série temporal dos incêndios e de áreas queimadas, utilizando ArcMap 10.2 e estatísticas descritivas: (1) Análise frequência anual; e (2) Análise frequência mensal.

### 2.3.1. Padrão de distribuição espacial

#### 2.3.1.1. Distribuição por cobertura vegetal.

Foi determinada a frequência de ocorrência de incêndios e de área queimada nos diferentes tipos de coberturas florestais da reserva. O mapa de cobertura florestal utilizado foi o mapa de Regiões homogêneas quanto à variabilidade espectro-temporal de NDVI desenvolvido por NHONGO *et al.*, (2017), na caracterização fenológica da cobertura vegetal na Reserva do Niassa. Importa referir que não foram utilizados os tipos de cobertura florestais em que não ocorreram incêndios florestais e áreas queimadas.

#### 2.3.1.2. Estimativa de densidade de kernel

Para análise do padrão espacial mensal dos incêndios aplicou-se a densidade de kernel. O estimador *Kernel* é um método estatístico não paramétrico que produz uma função de densidade cumulativa suavizada (PARZEN, 1962; LEVINE, 2002) utilizada com eficácia no mapeamento de ocorrências de incêndios (De La RIVA *et al.*, 2004). O estimador *Kernel* é matematicamente definido (SILVERMAN, 1986; WORTON, 1989), obtido pela equação 4:

$$\hat{f}(x) = \frac{1}{nh^2} \sum_{i=1}^n k \left\{ \frac{x - x_i}{h} \right\} \quad (1)$$

Em que:  $n$  é o número de pontos observados;  $h$  é a largura de banda;  $K$  é a função *Kernel*;  $x$  é o vetor de coordenada que representa a localização do ponto estimado; e  $x_i$  é o vetor da  $i$ -ésima coordenada que representa cada ponto observado em relação ao estimado.

Um dos passos fundamentais na estimativa de densidade de *kernel*, para além da escolha da função de *kernel*, é a configuração da suavização dos parâmetros, como o tamanho da largura de banda (raio de pesquisa no ArcGIS 10.2). Muitas vezes esta largura é determinada com base em escolhas subjetivas, conhecimento especializado ou eventualmente suportados por decisões empíricas.

De acordo com Silverman (1986), a escolha da largura da banda depende do propósito da estimativa de densidade. Se o objetivo é explorar os dados e sugerir modelos e hipóteses sobre

eles, é suficiente escolher o parâmetro de suavização subjetivamente por inspeção visual. Entretanto, é muito difícil definir esse valor subjetivo, o que pode gerar resultados ambíguos, pois os valores dependem da escala adotada e das características específicas da área estudada (De La RIVA et al., 2004; AMATULI et al., 2007). Existem dois principais métodos utilizados para encontrar o tamanho apropriado da largura da banda: Fixo e Adaptativo. O método fixo é usado em regiões onde os dados são densos e distribuídos homoganeamente, sem evidência de agrupamento (AMATULI, 2007) e unidades de distância, é constante em toda a área de interesse. No modo adaptativo, o parâmetro de suavização, definido usando um número mínimo de observações pontuais encontradas sob o núcleo, varia dependendo da concentração das observações pontuais (KOUTSIAS *et al.*, 2004).

Como há uma variabilidade espacial dos dados na reserva, e a distribuição de incêndios mensal é irregular em relação a área total da reserva, os dois métodos poderiam ser adotados. Contudo, por questões de comparação da densidade mensal, utilizou-se largura da banda fixa. Este método também foi usado em áreas com distribuição irregular de focos de incêndios e apresentou bom desempenho (KUTER, 2011; ZHANG, *et al.*, 2017).

Para tal utilizou-se o método da distância média aleatória (local), do inglês: *mean random distance* (RDmean), para o cálculo da largura da banda, que pode ser analisada pela abordagem local ou global, definido por De La Riva et al. (2004) como (Equação 3):

$$RDmean = \frac{1}{2} \sqrt{\frac{A}{N}} \quad (2)$$

Em que:  $A$ , é o tamanho total da área de estudo e  $N$ , é o total de número de Focos de calor.

Os parâmetros utilizados e o resultado da largura da banda são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1: Parâmetros relacionados aos cálculos de largura de banda

|                                          |                       |
|------------------------------------------|-----------------------|
| Tamanho total da área de estudo, $A$     | 22 953km <sup>2</sup> |
| Número total de polígonos                | 3                     |
| Número total de fogos ativos, $N$        | 21 223                |
| Media do tamanho do polígono             | 7 651 km              |
| Número médio de fogos ativo por polígono | 7 074 km <sup>2</sup> |
| RDmean local 2x                          | 1039,9 m              |
| RDmean global 2x                         | 1039,9 m              |

Para fins de melhor representação e análise dos resultados da EDK mensal, foram gerados mapas na escala de cinza (alto-baixo). Todos os procedimentos foram realizados no ArcGIS 10.2, na extensão *Spatial Analyst*.

### 3. Resultados e Discussão

#### 3.1. Padrão temporal

##### 3.1.1. Padrão anual

Foram registrados um total de 21.223 incêndios florestais entre 2001 e 2015, uma média anual de 1 414 incêndios (Figura 2). A área queimada foi de 185 462 km<sup>2</sup>, com uma média anual de 12 364 km<sup>2</sup>, o equivalente a 53,7 % do total da área da Reserva do Niassa.

O ano de maior incidência de incêndios florestais foi o ano de 2015 com 1 774 incêndios detetados, enquanto a maior área queimada foi 2001, com cerca de 14 395 km<sup>2</sup>.

Já o ano com a menor incidência de incêndios florestais foi o ano de 2004, com 1120 focos de incendio, abaixo da média anual. Importa referir para caso dos focos de incêndios foram desconsiderados da análise o ano de 2001, muito por conta da existência neste período somente dos dados do Satélite Terra, pois os dados do Satélite Aqua só ficaram disponíveis a partir do ano de 2002, período do lançamento e operação.

Observa-se que nem sempre as maiores ocorrências de incêndios resultaram em grandes áreas queimadas (Figura 2), isso porque a relação entre foco de calor e área queimada não é direta quando se usa imagens de satélite (MATO GROSSO, 2010). Dependendo da resolução da imagem, em um pixel podem ocorrer várias queimadas pequenas, e vários pixels podem detectar uma única queimada grande (BRASIL, 2013).

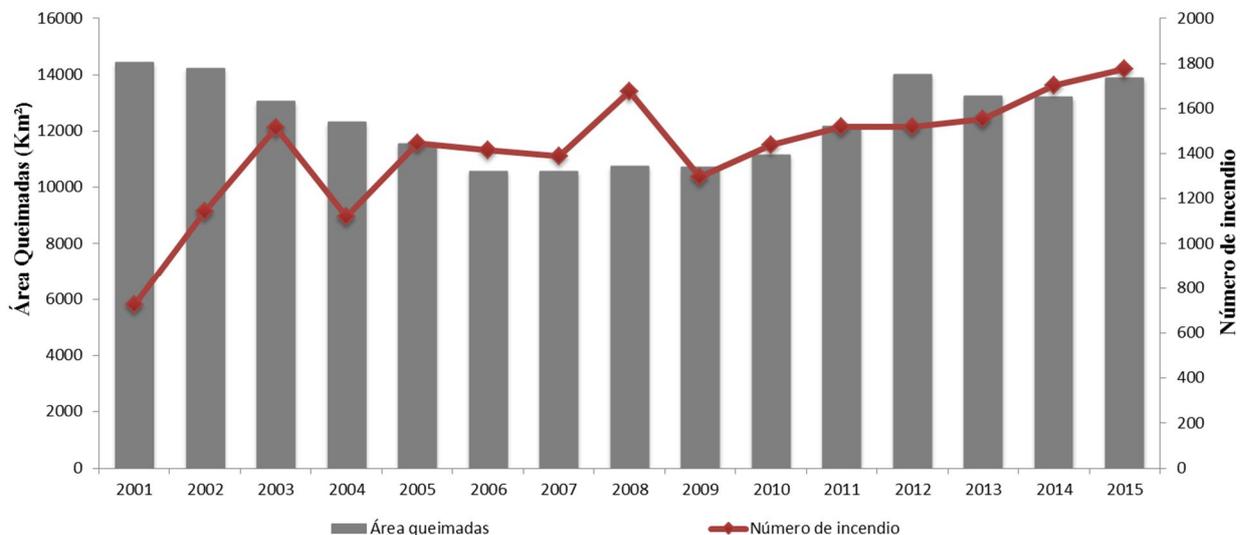


Figura 2: Padrões temporais do número de incêndios florestais e da área queimada entre 2001-2015, Reserva do Niassa, Moçambique.

##### 3.1.2. Padrões mensais

O gráfico de distribuição mensal total dos incêndios florestais e áreas queimadas (Figura 3) compreende toda a série histórica estudada, onde se têm os totais mensais acumulados de 2001 a 2015. A maior incidência de ocorrências de incêndios e áreas queimadas (Figura 3) foi registrada entre os meses de maio e dezembro. Estes resultados são consistentes com estudos desenvolvidos

no sul de África (Van WILGEN et al., 2000; BROCKETT et al., 2001; STOCKS et al., 2002; ARCHIBALD, 2010).

O período de queimadas tem início no mês de maio, quando a floresta aberta semi-decídua, da reserva entra em senescência (NHONGO *et al.*, 2017). Isto não é surpreendente, pois a maioria dos incêndios ocorre durante a estação seca, após o período de senescência em várias fitofisionomias ao redor do mundo (HUFÁK et al., 2004; GOVENDER et al., 2006; BUTHELEZI, 2016). Observa-se também que a maior quantidade de ocorrência de incêndios e a maior severidade ocorrem entre os meses de agosto, setembro e outubro, com pico máximo no mês de setembro. Este padrão pode ser explicado por uma combinação de fatores. Setembro é o mês com a mais baixa precipitação pluvial (Figura 1 b), baixa umidade relativa, e maior acumulado de biomassa seca, o que favorece maior ocorrência de ignição e facilidade de propagação do incêndio, sobretudo nas florestais decíduas e de montanha. Resultados similares foram encontrados em estudos desenvolvidos em fitofisionomias semelhantes no sul da África (ARCHIBALD et al., 2010; TARIMO et al., 2015; STRYDOM & SAVAGE, 2016).

O fim das queimadas dá se no mês de dezembro, período em que as precipitações pluviométricas excedem os 150 mm (Figura 3). Entretanto, segundo Torres *et al.* (2010) o aumento da precipitação pluvial não corresponde necessariamente à redução imediata na ocorrência de incêndios. Como o solo e o material combustível ainda estão com baixo teor de umidade, as precipitações pluviais serão absorvidas até o ponto em que o material combustível não entre mais em ignição. Contudo, o mês de outubro é o mês que apresenta maior amplitude ou variabilidade de ocorrência de incêndios na reserva, o que pode estar relacionado à variabilidade no início do ano hidrológico na segunda quinzena deste mês.

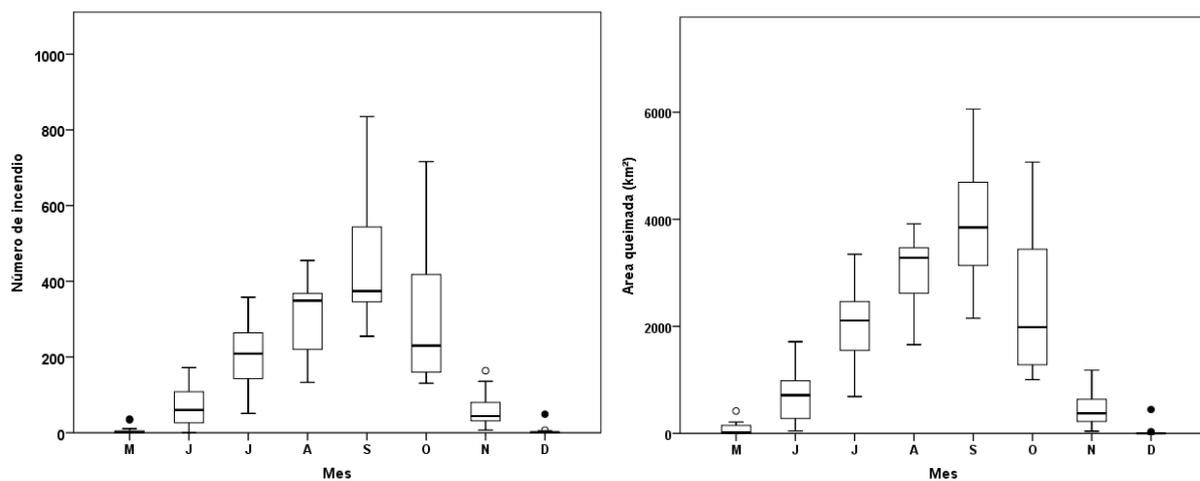


Figura 3: Diagrama de caixa da ocorrência de incêndios florestais ao longo do ano, na Reserva do Niassa: Número de incêndio e área queimada, no período 2001-2015. Reserva de Niassa, Moçambique.

### 3.2. Padrão espacial

Não se pode dissociar a ocorrência de incêndios florestais com o tipo de cobertura florestal na Reserva do Niassa. O padrão espacial de incêndios foi muito influenciado pelo tipo de cobertura florestal (Tabela 2). Os incêndios ocorreram predominantemente em áreas de florestais decídua (50%) e floresta de montanha (38%). As áreas queimadas seguiram a mesma tendência com (51%) em florestais decíduas e floresta de montanha (35%). Estes resultados eram esperados, já que aproximadamente 60% da reserva é ocupada pelas florestais decíduas, além de ser a fitofisionomia que apresenta valores muito baixos de vigor de vegetação no período seco. Entretanto, não era esperado que as florestais de montanha apresentassem valores altos de número de ocorrências de incêndios florestais e de áreas queimadas, o que pode estar relacionado ao maior acúmulo da biomassa seca, sobretudo nos meses de setembro e outubro.

Tabela 2: Distribuição total de número de incêndios e de áreas queimadas por cobertura florestal no período 2001-2015. Reserva de Niassa, Moçambique.

| Tipo de vegetação            | Número de incêndio | %      | Área queimada (km <sup>2</sup> ) | %      |
|------------------------------|--------------------|--------|----------------------------------|--------|
| Floresta de Montanha         | 8,106              | 38,18  | 67,501                           | 35,15  |
| Floresta Decídua             | 10,550             | 49,69  | 97,907                           | 50,99  |
| Floresta Aberta semi-decídua | 2,575              | 12,13  | 26,617                           | 13,86  |
| Total                        | 21,231             | 100,00 | 192,025                          | 100,00 |

Observou-se uma dinâmica espacial-mensal dos focos e áreas queimadas na reserva. No período de maio-junho (início da época das queimadas), os incêndios iniciam a leste da reserva (Figura. 5a), com a maior ocorrência de incêndios e de áreas queimadas, localizada nas florestais aberta semi-decíduas, com 60% de incêndios e 45 % de áreas queimadas (Figura. 4a e b). Os principais fatores que determinam o início da época de incêndio nesta região e nesta fitofisionomia é a alta temperatura e a baixa precipitação pluvial. Segundo Nhongo *et al.* (2017), esta é a primeira fitofisionomia que entra no processo de senescência na Reserva do Niassa e conseqüente maior probabilidade de incêndio neste período.

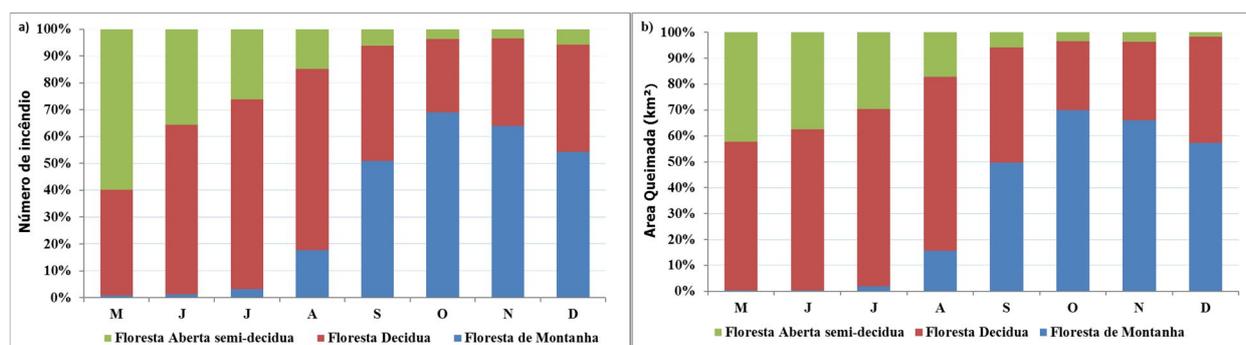


Figura 4: Distribuição mensal nas diferentes coberturas vegetais a) número de incêndios e b) áreas queimadas. Período de 2001-2015 na Reserva de Niassa, Moçambique.

Segundo Scholes & Walker (1993), os incêndios são limitados pela disponibilidade de combustível fino, sobretudo nas florestais abertas semi-decíduas, que por sua vez são dependentes da umidade do solo e da disponibilidade de nutrientes. Sendo assim, a baixa quantidade de biomassa seca nas florestais abertas semi-decíduas (região leste da reserva), determina a migração gradual (espacial-temporal) dos incêndios para o centro da Reserva, nas florestais decíduas.

No período de junho-agosto há uma migração e predomínio dos incêndios e áreas queimadas nas florestais decíduas (Figura. 4 A e B). Sobretudo nas regiões centro-leste, centro e centro-oeste (Figura. 5 A, B, C). Nessa fitofisionomia, neste período, há o início da senescência, e consequente redução do vigor da vegetação (NHONGO *et al.*, 2017).

Com o fim da biomassa seca nas florestais decíduas e início de senescência nas florestais de montanha, a partir do mês de setembro, ocorre o mesmo processo de migração dos incêndios para florestais de Montanha a oeste da reserva (Fig. 5 F, G, H). Esta região coberta por florestais mais úmidas, e de ciclo fenológico longo, exige mais tempo para que haja condições de inflamabilidade propícias para ocorrência de incêndios florestais. A tendência de aumento de ocorrência de focos de incêndio e de áreas queimadas nesta fitofisionomia continua até o mês de dezembro (Figura. 4 A e B).

Segundo Stambaugh & Guyette (2008), os incêndios migram quando não há mais combustível suficiente para sua sustentabilidade, quando as condições meteorológicas não são propícias a queimadas ou quando se deparam com barreiras topográficas ou antropogênicas ou áreas previamente queimadas. Fica evidente na área da reserva que a inexistência de combustível suficiente para a sua sustentabilidade é fundamental na dinâmica dos incêndios. Mas, como já referido, o início das queimadas e a sua migração, estão fortemente dependentes também, da senescência e da disponibilidade de combustível seco.

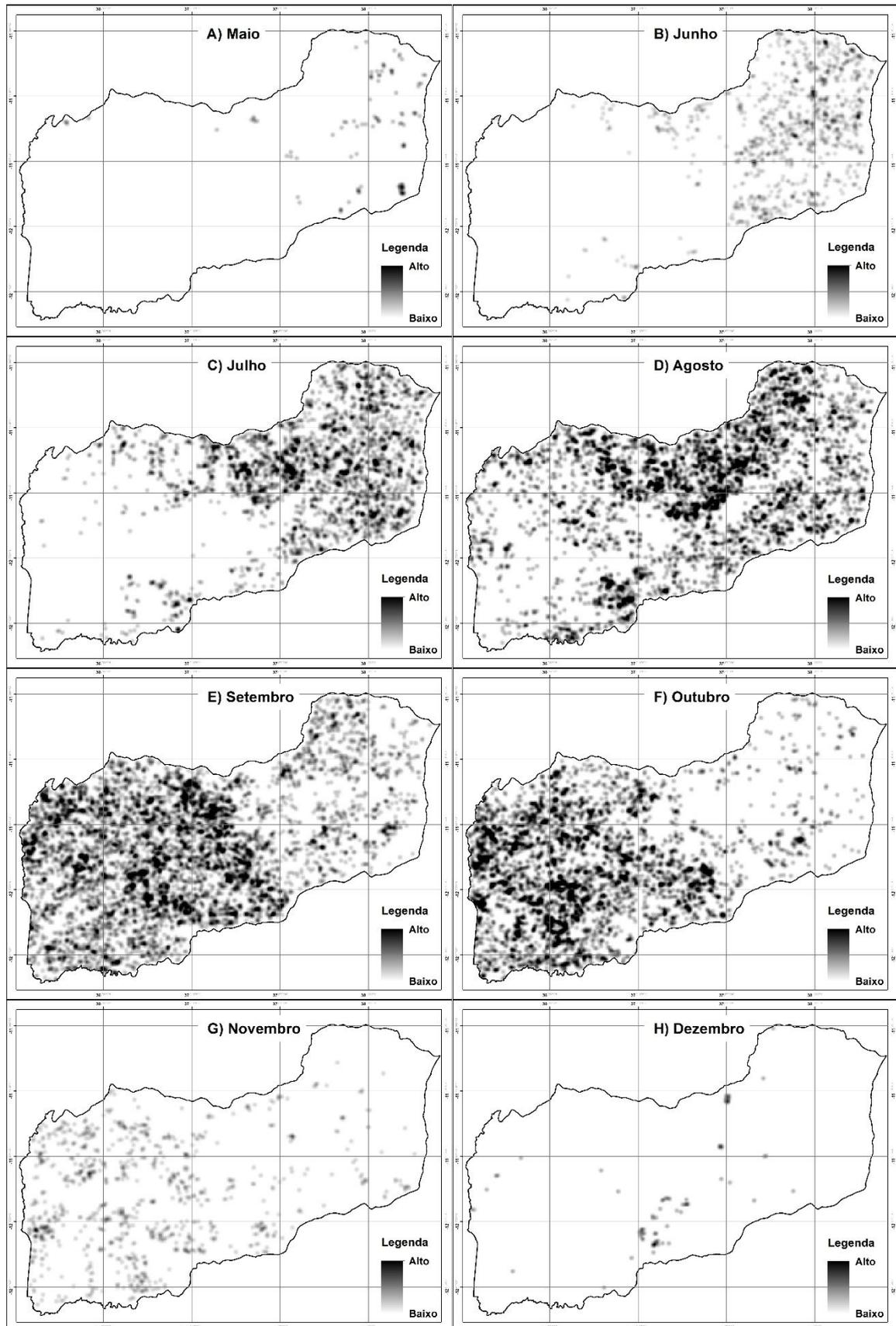


Figura 5: Padrões espaciais de densidade de ignição, Reserva do Niassa.

#### 4. Conclusões

Neste estudo foram analisados os padrões espaciais e temporais de incêndios florestais na reserva do Niassa, com base em dados MODIS produto de fogo ativo (MCD14ML) e produto da área queimada (MCD64A1), o que permitiu concluir:

- Existe um padrão espaço-temporal, mensal e anual, dos incêndios e das áreas queimadas na Reserva do Niassa.
- Há tendência de aumento de incêndios, contudo o aumento destes não resultou no aumento de áreas queimadas.
- A época de queimadas tem início no mês de maio e fim no mês de dezembro. O período de maior ocorrência de incêndios é de agosto-outubro, com pico no mês de setembro.
- As Florestais decíduas e as Florestais de montanha apresentam a maior ocorrência de incêndios, por conta da sua estrutura e do acúmulo da biomassa seca.
- Há uma dinâmica espacial-mensal dos incêndios florestais de leste para oeste da Reserva, que é fortemente dependente do tipo de cobertura vegetal e do acúmulo de biomassa seca.
- Os dados de incêndio dos produtos MODIS podem, portanto, serem usados para entender a extensão espacial e temporal e distribuição de atividades de fogo e em diferentes tipos de vegetação.

#### Conflito de interesse

Os autores declaram que não existem conflitos de interesse.

#### Agradecimentos

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão de bolsa de Doutorado ao primeiro autor.

#### Referências

- ARCHIBALD, S., SCHOLLES, R., ROY, D., ROBERTS, G. & BOSCHETTI, L., 2010, 'Southern African fire regimes as revealed by remote sensing', **International Journal of Wildland Fire** 19(7), 861–878. <http://dx.doi.org/10.1071/WF10008>.
- AMATULLI, G., PERÉZ-CABELLO, F., & De La Riva, J. .2007. Mapping lightning/human-caused wildfires occurrence under ignition point location uncertainty. **Ecological Modelling**, 200, 321–333. doi:10.1016/J.ECOLMODEL.2006.08.00.
- ANDERSON, L. O., et al. (2015), Disentangling the contribution of multiple land covers to fire-mediated carbon emissions in Amazonia during the 2010 drought, **Global Biogeochem. Cycles**, 29, 1739–1753, doi:10.1002/2014GB005008.

BRASIL. **Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)**. Monitoramento de Queimadas e Incêndios: Perguntas Frequentes. Disponível em: <<http://www.inpe.br/queimadas/fag.php>>. Acesso em: 15 março 2013.

BUTHELEZI, N.L.P., MUTANGA, O., ROUGET, M. & SIBANDA, M., 2016, 'A spatial and temporal assessment of fire regimes on different vegetation types using MODIS burnt area products', **Bothalia** 46(2), a2148. <http://dx.doi.org/10.4102/abc.v46i2.2148>.

BARBOSA, P.M., STROPPIANA, D., GRÉGOIRE, J.M. & CARDOSO, P.J.M., 1999, 'An assessment of vegetation fire in Africa (1981–1991): Burnt areas, burnt biomass, and atmospheric emissions', **Global Biogeochemical Cycles** 13(4), 933–950. <http://dx.doi.org/10.1029/1999GB900042>.

BROCKETT, B.H., BIGGS, H.C., VAN WILGEN, B.W., 2001. A patch mosaic burning system for conservation areas in southern African savannas. **Int. J. Wildland Fire** 10, 169–183.

BOND, W. J., and B. W. van Wilgen. 1996. Fire and plants. **Chapman and Hall**, London, UK.

BATISTA, A. C. Incêndios florestais. Recife: **Imprensa Universitária da UFRPE**, 1990.

BATISTA, A. C.; OLIVEIRA, D. S.; SOARES, R. V. Zoneamento de risco de incêndios florestais para o estado do Paraná. **Curitiba: FUPEF**, 2002.

BUTHELEZI, N.L.P., MUTANGA, O., ROUGET, M. & SIBANDA, M., 2016, 'A spatial and temporal assessment of fire regimes on different vegetation types using MODIS burnt area products', **Bothalia** 46(2), a2148. <http://dx.doi.org/10.4102/abc.v46i2.2148>.

DALDEGAN, G.; CARVALHO, O.; GUIMARÃES, R.; GOMES, R.; RIBEIRO, F.; MCMANUS, C. Spatial patterns of fire recurrence using remote sensing and gis in the brazilian savanna: Serra do Tombador nature reserve, Brazil. **Remote Sensing, Basileia**, v. 6, n. 10, p. 9873 -9894, 2014.

SOARES, R.V. & SANTOS J.F. (2002) Perfil dos incêndios florestais no Brasil de 1994 a 1997. **Floresta**, v. 32, n. 2, p. 219-232.

TORRES, F.T.P.; RIBEIRO, G.A.; MARTINS, S.V.; LIMA, G.S. (2010) Perfil dos Incêndios em Vegetação nos Municípios de Juiz de Fora e Ubá, MG, de 2001 a 2007. **Floresta e Ambiente**, v.17, . 2, p. 83-89.

Ribeiro N. S; Cangela A; Chauque A; Bandeira R. R.; Ribeiro-Barros A. I. 2017.Characterisation of spatial and temporal distribution of the fire regime in Niassa National Reserve, northern Mozambique. **International Journal of Wildland Fire** 26 (12) 1021-1029 <https://doi.org/10.1071/WF17085>.

De La Riva, J., PE'REZ-CABELLO, F., LANA-RENAULT, N., & KOUTSIAS, N. 2004. Mapping forest fire occurrence at a regional scale. **Remote Sensing of Environment**, 92, 363–369. doi:10.1016/J.RSE.2004.06.022

DALY C, NEILSON RP, PHILLIPS DL .1994. A statistical topographic model for mapping climatological precipitation over mountainous terrain. **J Appl Meteorol** 33:140–158.

DEVISSCHER T, ANDERSON LO, ARAGÃO LEOC, GALVÁN L, MALHI Y .2016. Increased Wildfire Risk Driven by Climate and Development Interactions in the Bolivian Chiquitania, Southern Amazonia. **PLoS ONE** 11(9): e0161323. doi:10.1371/journal.pone.0161323.

FORNACCA, D.; REN, G.; XIAO, W. Performance of Three MODIS Fire Products (MCD45A1, MCD64A1, MCD14ML), and ESA Fire\_CCI in a Mountainous Area of Northwest Yunnan, China, Characterized by Frequent Small Fires. **Remote Sens.** 2017, 9, 1131. [CrossRef]

FUNK, C; PETE, P; LANDSFELD, M; PEDREROS, D; VERDIN, J; SHUKLA, S; HUSAK, G; ROWLAND, J; HARRISON, L; HOELL, A & MICHAELSEN, J. "The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes". **Scientific Data** 2, 150066. doi:10.1038/sdata.2015.66 2015.

GIGLIO L. 2015. MODIS Collection 6 Active Fire Product User's Guide Revision A. **University of Maryland**, [URL: [http://modis-fire.umd.edu/files/MODIS\\_C6\\_Fire\\_User\\_Guide\\_A.pdf](http://modis-fire.umd.edu/files/MODIS_C6_Fire_User_Guide_A.pdf).]

JAISWAL RK, MUKHERJEE S, RAJU KD, SAXENA R Forest fire risk zone mapping from satellite imagery and GIS. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation** 4, 1–10. 2002.

LEVINE N CrimeStat II computer program a spatial statistics program for the analysis of crime incident locations (version 2.0). **Ned Levine and Associates/The National Institute of Justice**, Annandale/Washington. 2002.

LEEWE YUKILI, AHMAD AINUDDIN NURUDDIN, ISMAIL ADNAN ABDUL MALEK AND SHERIZA MOHAMAD RAZALI, 2016. Analysis of hotspot pattern distribution at Sabah, Malaysia for forest fire management. **J. Environ. Sci. Technol.**, 9: 291-295.

LEHMANN CE, ANDERSON TM, SANKARAN M, HIGGINS SI, ARCHIBALD S, HOFFMANN WA, HANAN NP, WILLIAMS RJ, FENSHAM RJ, FELFILI J Savanna vegetation–fire–climate relationships differ among continents. **Science** 343, 548–552. 2014.

MODIS Active Fire Detections extracted from MCD14ML distributed by NASA FIRMS. Available on-line <https://earthdata.nasa.gov/active-fire-data>

MATIN, MIR; CHITALE, VISHWAS; MURTHY, MANCHIRAJU; UDDIN, KABIR; BAJRACHARYA, BIRENDRA; SUDIP, PRADHAN. Understanding forest fire patterns and risk in Nepal using remote sensing, geographic information system and historical fire data. **International Journal of Wildland Fire** 26, 276–286 .2017.

MOUILLOT, F.; SCHULTZ, M.G.; YUE, C.; CADULE, P.; TANSEY, K.; CIAIS, P.; CHUVIECO, E. Ten years of global burned area products from spaceborne remote sensing—A review: Analysis of user needs and recommendations for future developments. **Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.** 2014, 26, 64–79.

MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., BROOKS, T.M., PILGRIM, J.D., KONSTANT, W.R., DA FONSECA, G.A.B. AND KORMOS, C. Wilderness and biodiversity conservation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 100 (18): 10309-10313. 2003.

MATO GROSSO, **Secretaria de Estado de Meio Ambiente de Mato Grosso – SEMA, Superintendência de Monitoramento de Indicadores Ambientais**. Relatório de Monitoramento de focos de calor 2008-2009. Org. OLIVEIRA, Gabriel Vitorelli; CAMARGO, Lígia. Cuiabá: SEMA/MT; SMIA, 2010.

NASA LANCE - FIRMS, MODIS Hotspot / Active Fire Detections. Data set available online <http://earthdata.nasa.gov/data/nrt-data/firms> .2013.

NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION FIRE INFORMATION FOR RESOURCE MANAGEMENT SYSTEM (NASA FIRMS). Aqua and Terra MCD14ML Hotspots

- downloaded Niassa Reserv. Available: <https://earthdata.nasa.gov/earth-observation-data/near-real-time/firms> . 2017.
- OLIVERAS, I., L. O. ANDERSON, AND Y. MALHI. Application of remote sensing to understanding fire regimes and bio- mass burning emissions of the tropical Andes, *Global Biogeochem. Cycles*, 28, 480–496. 2014.
- PARZEN E . On estimation of a probability density function and mode. *Ann Math Stat* 33:1065–1076. 1962.
- PICOTTE, J.J.; ROBERTSON, K. Timing constraints on remote sensing of wildland fire burned area in the Southeastern US. *Remote Sens.* 3, 1680–1690. 2011.
- SILVERMAN, B. W. Density estimation for statistics and data analysis (pp. 7 – 94). London, England, **Chapman & Hall**. 1986.
- SOARES, R. V.; BATISTA, A. C. Incêndios florestais: controle, efeitos e uso do fogo. 14. ed. **Curitiba**, 264 p. 2007.
- SCHROEDER, W., E. PRINS, L. GIGLIO, I. CSISZAR, C. SCHMIDT, J. MORISETTE, AND D. MORTON Validation of GOES and MODIS active fire detection products using ASTER and ETM+ data, *Rem. Sens. Environ.*, 112, 2711–2726. 2008.
- GIGLIO L., G. R. VAN DER WERF, J. T. RANDERSON, G. J. COLLATZ, AND P. KASIBHATLA Global estimation of burned area using MODIS active fire observations, *Atmos. Chem. Phys.*, 6, 957–974. 2006.
- GIGLIO, L., LOBODA, T., ROY, D.P., QUAYLE, B., JUSTICE, C.O., An active-fire based burned area mapping algorithm for the MODIS sensor. *Remote Sens. Environ.* 113, 408–420. 2009.
- GAYLOR, H.P. Wildfires-prevention and control. **Robert J. Brady, Bowie**. 319p.1974
- GONTIJO, G. A. B; PEREIRA, A. A.; Oliveira, E. D. S; JUNIOR, F. W. A.; Detecção de queimadas e validação de focos de calor utilizando produtos de Sensoriamento Remoto. XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR. Curitiba - PR. Anais, p.7966, 2011.
- ULLAH, M.R., LIU, X.D., AL-AMIN, M., 2013. Spatial-temporal distribution of forest fires and fire weather index calculation from 2000 to 2009 in China. *J. For. Sci.* 59 (7), 279 –287.
- STRYDOM S, SAVAGE MJ. A spatio-temporal analysis of fires in South Africa. *S Afr J Sci.* 2016;112(11/12), Art. #-0489, 8 pages. 2015.
- HUDAK, A.T., FAIRBANKS, D.H. & BROCKETT, B.H., ‘Trends in fire patterns in a southern African savanna under alternative land use practices’, *Agriculture, ecosystems & environment* 101(2), 307–325. 2004.
- PEREIRA, F.T.; RIBEIRO, G. A; MARTINS, S.V. E LIMA, G. S. Determinação do período mais propício às ocorrências de incêndios em vegetação na área urbana de juiz de fora, MG. R. *Árvore, Viçosa-MG*, v.34, n.2, p.297-303, 2010.
- GENTON, M.G.; BUTRY, D.T.; GUMPERTZ, M.L.; PRESTEMON, J.P. Spatio-temporal analysis of wildfire ignitions in the St Johns River Water Management District, Florida. *Int. J. Wildland Fire* 15, 87–97. 2006.

FALK, D. A., HEYERDAHL, E. K., BROWN, P. M., FARRIS, C., FULÉ, P. Z., MCKENZIE, D., SWETNAM, T. W., TAYLOR, A. H., AND VAN HORNE, M. L.: Multi-scale controls of historical forest-fire regimes: new insights from fire-scar networks, *Front. Ecol. Environ.*, 9, 446–454. 2011.

JIMÉNEZ-RUANO, A., RODRIGUES MIMBRERO, M., AND DE LA RIVA FERNÁNDEZ, J.: Exploring spatial–temporal dynamics of fire regime features in mainland Spain, *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 17, 1697–1711. 2017.

JEAN-LOUIS DEVINEAU, ANNEFOURNIER, AND SAIBOU NIGNAN, “Savanna fire regimes assessment with MODIS fire data: Their relationship to land cover and plant species distribution in western Burkina Faso (WestAfrica)”, *Journal of Arid Environments*, 74, PP. 1092–1101, 2010.

YANG GUANGBIN, TANG XIAOMING, NING JINJIE AND YU DANYAN, “Spatial and temporal distribution pattern of forest fire occurred in Beijing from 1986 to 2006”, *SCIENTIA SILVAE SINICAE*, 45(7): PP. 90–95, Jul. 2009.

ZHANG, J.H.; YAO, F.M.; LIU, C.; YANG, L.M.; BOKEN, V.K. Detection, emission estimation and risk prediction of forest fires in China using satellite sensors and simulation models in the past three decades—An overview. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 8, 3156–3178. 2011.

ZHANG, Z.; FENG, Z.; ZHANGA, H.; ZHAOA, J.; YU, S.; DU, W. Spatial distribution of grassland fires at the regional scale based on the modis active fire products. *INTERNATIONAL JOURNAL OF WILDLAND FIRE*. 2017.

GILL, A.M., ‘Fire and the Australian flora: A review’, *Australian Forestry* 38, 4–25. 1975.

GIGLIO, L., DESCLOITRES, J., JUSTICE, C.O., KAUFMAN, Y.J., An enhanced contextual fire detection algorithm for MODIS. *Remote Sensing of Environment* 87 (2–3), 273–282. 2003.

TSELA, P., WESSELS, K., BOTAI, J., ARCHIBALD, S., SWANEPOEL, D., STEENKAMP, K. ET AL. ‘Validation of the two standard MODIS satellite burned-area products and an empirically-derived merged product in South Africa’, *Remote Sensing* 6(2), 1275–1293. 2014.

TARIMO B, ØYSTEIN BD, TERJE G, ØRJAN T Spatial distribution of temporal dynamics in anthropogenic fires in Miombo savanna wood-lands of Tanzania. *Carbon Balance and Management*.

UYS, R.G., BOND, W.J. & EVERSON, T.M., ‘The effect of different fire regimes on plant diversity in southern African grasslands’, *Biological Conservation* 118(4), 489–499. 2004

VAN WILGEN, B.W., BIGGS, H.C., O’REGAN, S.P., MARE, N. A fire history of the savanna ecosystems in the Kruger National Park, South Africa, between 1941 and 1996. *S. Afr. J. Sci.* 96, 167–178. 2000.

KEANE RE, CARY GJ, PARSONS R. Using simulation to map fire regimes: an evaluation of approaches, strategies, and limitations. *International Journal of Wildland Fire* 12, 309–322. 2003.

Xiangwei G, Xianyun F, Hongquan X .Forest fire risk zone evaluation based on high spatial resolution RS image in Liangyungang Huaguo Mountain Scenic Spot. **In: IEEE International conference on spatial data mining and geographical knowledge services (ICSDM)**, 2011, June 29 2011–July 1 2011 2011, pp 593–596. 2011.

- WRIGHT, D.B., T.YOTSUMATA AND N.EL-SHEIMY. Real time identification and location of forest fire hotspots from georeferenced thermal images. **int.soc.Photogramm.Remote sens.**,1:1-6. 2004.
- WORTON BJ. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. **Ecology** 70, 164–168. 1989.
- NHONGO, E.J.S; FONTANA, D.C; GUASSELLI, L.A; ESQUERDO, J.C.D.M.. Caracterização fenológica da cobertura vegetal com base em série temporal NDVI/MODIS na Reserva do Niassa – Moçambique. **Revista Brasileira de Cartografia**. 2017.
- STAMBAUGH MC, GUYETTE RP. Predicting spatio-temporal variability in fire return intervals using a topographic roughness index. **For Ecol Manag** 254:463–73. 2008.
- KOUTSIAS, N., KALABOKIDIS, K.D., ALLGOWER, B., Fire occurrence patterns at landscape level: beyond positional accuracy of ignition points with kernel density estimation methods. **Nat. Resour. Modell.** 17 (4), 359–376. 2004.
- KUTER, N.; YENILMEZ, F.; KUTER, S. Forest fire risk mapping by kernel density estimation. **CROAT. J. FOR. ENG.** 32, (2), 599, 2011.
- KREBS, P.; PEZZATTI, G.B.; MAZZOLENI, S.; TALBOT, L.M.; CONEDERA, M. FIRE REGIME: History and definition of a key concept in disturbance ecology. **Theory Biosci.**, 129, 53–69. 2010.
- YUKILI, L; NURUDDIN, AA; MALEK, I. A.A; RAZALI, S.M. Analysis of Hotspot Pattern Distribution at Sabah, Malaysia for Forest Fire Management. **Journal of Environmental Science and Technology**. 2016.

**1.2 ARTIGO 3 - MODELAGEM PROBABILÍSTICA DE OCORRÊNCIA DE INCÊNDIOS FLORESTAIS COM BASE EM REGRESSÃO LOGÍSTICA, RESERVA DO NIASSA-MOÇAMBIQUE.**

Submetido para a revista Geomatics, Natural Hazards and Risk

## Modelagem probabilística de ocorrência de incêndios florestais com base em Regressão Logística, Reserva do Niassa-Moçambique.

Eufrásio João Sozinho Nhongo<sup>a</sup>, Denise Cybis Fontana<sup>a</sup>, Laurindo Antonio Guasselli<sup>a</sup> and Carolina Bremm<sup>b</sup>

<sup>a</sup>Centro Estadual de Pesquisas em Sensoriamento Remoto e Meteorologia (CEPSRM), Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS),

<sup>b</sup>Departamento de Diagnóstico e Pesquisa Agropecuária (DDPA), Secretaria da Agricultura, Pecuária e Irrigação (SEAPI).

<sup>c</sup>Corresponding author. Email: [eufractionhongo@yahoo.com](mailto:eufractionhongo@yahoo.com).

**RESUMO:** Os incêndios são um dos principais fatores de distúrbios na Reserva do Niassa, com impactos sociais, econômicos e ambientais. Ciclicamente há registros de ocorrência de incêndios distribuídos por toda reserva. Contudo, os estudos sobre os principais fatores causadores e a identificação dos locais mais suscetíveis são bastante limitados. Nesta perspectiva, este estudo teve como objetivos: (1) determinar os principais fatores significativos para a ocorrência de incêndios florestais; (2) Mapear a probabilidade de ocorrência de incêndios florestais na Reserva do Niassa, utilizando a regressão logística. As variáveis independentes incluíram o índice de vegetação (NDVI), dados climáticos, topográficos e socioeconômicos. O período de análise foi de 2001 a 2015 e compreendeu os meses de maior ocorrência de incêndios florestais (maio a dezembro). De acordo com os resultados, os principais fatores determinantes para ocorrência de incêndios foram: o NDVI, a temperatura do ar, a elevação, seguida de precipitação pluvial, declividade, umidade relativa e por fim assentamentos humanos. A distribuição espacial da probabilidade de ocorrência de incêndios revela que: zonas de alto e muito alto risco, localizam-se a oeste e centro-oeste (áreas com maior acúmulo de biomassa seca); médio risco, localiza-se no centro da reserva; no centro-leste e a leste, a probabilidade de ocorrência de incêndio é de baixo e muito baixo risco. Os resultados mostraram que a previsão de ignição de incêndios florestais utilizando a regressão logística teve uma boa precisão (AUC 74%). Portanto, os resultados podem auxiliar na tomada de decisões espaciais de planejamento de prevenção a risco a incêndios.

**Palavras-chave:** Regressão Logística; Incêndio Florestal; risco de incêndio; curva ROC; MODIS.

**ABSTRACT:** Fires are one of the main disturbance factors in the Niassa Reserve, with social, economic and environmental impacts. Cyclically there are records of occurrences of fires distributed throughout the reserve. However, studies on the major causative factors and identification of the most susceptible sites are very limited. In this perspective, this study had as objectives: (1) to determine the main significant factors for the occurrence of forest fires; (2) Map the probability of occurrence of forest fires in Niassa Reserve, using logistic regression. Independent variables included vegetation index (NDVI), climatic, topographic and socioeconomic data. The period of analysis was from 2001 to 2015 and comprised the months of greatest occurrence of forest fires (May to December). According to the results, the main determining factors for the occurrence of fires were: NDVI, air temperature, elevation, followed by rainfall, slope, relative humidity and finally human settlements. The spatial distribution of the probability of occurrence of fires shows that: zones of high and very high risk, are located to the west and center-west (areas with greater accumulation of dry biomass); medium risk, is located in the center of the reserve; in the center-east and east, the probability of occurrence of fire is of low and very low risk. The results showed that forest fire ignition prediction using logistic regression had good accuracy (AUC 74%). Therefore, the results can assist in spatial planning decisions for fire risk prevention.

**Additional keywords:** Logistic Regression; Forest fire; fire risk; ROC curve; MODIS

## 1. Introdução

Os incêndios florestais são uma das mais importantes fontes de danos econômicos, sociais e ambientais ao nível global (LOZANO et al., 2008; RENARD et al., 2012). As savanas africanas, mais especificamente a vegetação de Miombo, são propensas ao fogo. O fogo é parte integral desses ecossistemas, sendo um dos fatores chave na dinâmica da regeneração, desenvolvimento e distribuição espacial de inúmeras espécies de fauna e flora (TRAPNELL, 1959; CHIDUMAYO, 1988; CHIDUMAYO, 1997).

A Reserva do Niassa é a mais extensa área de conservação de vegetação de Miombo do mundo (Ribeiro et al., 2008), com uma das maiores concentrações da fauna em Moçambique (LEO-SMITH et al., 2007). Embora os incêndios possam desempenhar um papel ecologicamente significativo nos ciclos biogeoquímicos e funcionamento deste ecossistema, a frequência e a intensidade muitas vezes levam à destruição da vegetação florestal com enormes efeitos negativos na química atmosférica (poluição atmosférica e emissão de carbono) e na ecologia (perda da biodiversidade, instabilidade da paisagem e proliferação de espécies invasoras) (Chuvieco, 2003; Bond & Keeley, 2005), tornando-se uma ameaça aos bens econômicos e a saúde humana (SHLISKY et al., 2007).

Segundo Timberlake et al. (2004), todos os anos, entre os meses de maio a outubro há recorrência de incêndios na Reserva do Niassa. Entre os anos de 2000 e 2012, 45% da área da reserva queimaram anualmente ou a cada dois anos, e 27% queimaram a cada três a quatro anos, somente 9% da área total, não se registrou queimadas durante esse período. (RIBEIRO et al., 2017). Segundo o mesmo autor, o fogo na Reserva tem um intervalo de retorno a cada 3,29 anos, o que significa uma frequência total de  $0,36 \text{ ano}^{-1}$ .

As características ecológicas das florestais de Miombo, a sua sazonalidade, os fatores climáticos e as características fisiográficas têm influenciado na incidência e prevalência dos incêndios na Reserva do Niassa. Para além destes fatores, a pressão sobre esta área, com aumento de atividades antrópicas, tem aumentado consideravelmente o número de incêndios detetados e áreas queimadas.

Contudo, para que a queimada ocorra, três condições são necessárias: condições meteorológicas propícias; disponibilidade de combustível vegetal; existência de fonte de ignição (PEREIRA et al., 2003; PARISIEN & MORITZ, 2009). A ação de cada um destes fatores é diferente para cada região e para cada época do ano, o que causa grande variabilidade no padrão observado dos incêndios. Nas florestais africanas, sabe-se que esta variabilidade é determinada

por uma combinação de fatores: climáticos (precipitação e temperatura), herbivoria e atividades humanas (ARCHIBALD et al., 2010).

Nesta perspectiva, o entendimento da forma como o ambiente é ocupado, sua caracterização física, incluindo aspectos biológicos e climáticos de cada região geográfica, e a determinação dos fatores controladores dos incêndios podem auxiliar na detecção de locais com maior suscetibilidade à ocorrência de incêndios florestais, facilitando o planejamento de estratégias de prevenção e combate (PEZZOPANE et al., 2001; SAN-MIGUEL-AYANZ et al., 2003; DEL HOYO, 2011).

A modelagem de risco a incêndio, torna-se assim em uma importante ferramenta para os gestores florestais na identificação de locais de alto risco a incêndios florestais, permitindo também a otimização e a alocação de recursos para combate a incêndios (SAN-MIGUEL-AYANZ et al., 2003; MOHAMMADI et al., 2014). Em locais como a Reserva de Niassa, a identificação de fatores determinantes para controlar incêndios florestais e o uso de mapas de probabilidade de risco a incêndio, pode servir, portanto, como uma abordagem preventiva ou protetora para aprimorar o gerenciamento de incêndios.

Métodos acoplados a Sistema de Informação Geográfica, integrando dados de Sensoriamento Remoto, têm sido frequentemente usados para modelar a probabilidade de risco a incêndio e determinar os fatores controladores, em grande escala local e regional. Destes, destacam-se: Rede Neural Artificial (Costafreda-Aumedes et al., 2015; de Vasconcelos et al., 2001), Algoritmo de Máxima Entropia (Renard et al., 2012), Modelo Auto Regressivo (Prestemon et al., 2012), Arvore de Decisão (Lozano et al., 2008), Regressão Logística (Zhang et al., 2013; Li et al., 2012), Regressão Linear Múltipla e Florestas Aleatórias (Oliveira et al., 2012; Guo et al., 2016), entre outros.

Entretanto, a escolha do método de modelagem depende da característica da variável dependente, pois ao usar uma resolução espacial muito fina (por exemplo, 1 km), é necessária uma resposta binomial, porque apenas presença ou ausência é registrada (TAYLOR et al., 2013).

Para este estudo, foi utilizada Regressão Logística, pois é um dos métodos estatísticos mais intensivamente utilizados, tanto para previsão de risco a incêndios, bem como para determinar as causas de incêndio, ao nível global (MARTELL et al., 1987; LOZANO et al., 2007/8; DEL HOYO et al., 2011; PADILLA & VEGA-GARCIA, 2011; PREISLER et al., 2011; MAGNUSSEN & TAYLOR, 2012; SYPHARD et al., 2008; VASCONCELOS et al., 2001).

Assim, esse estudo teve como objetivos: (1) determinar os principais fatores significativos para a ocorrência de incêndios florestais; (2) Mapear a probabilidade a ocorrência de incêndios florestais na Reserva do Niassa, com base em Regressão logística.

## 2. Materiais e Métodos

### 2.1. Área de estudo

A Reserva do Niassa localiza-se a norte de Moçambique, entre os paralelos 12°36'46,67'' e 11°26'05,83'' sul, e meridianos 32° 25'20,16'' e 38° 31'23,16'' leste (Figura 1). A reserva faz parte da bacia hidrográfica de Rovuma e tem uma extensão territorial de 42.311km<sup>2</sup>. Contudo, este estudo concentra-se na área central da reserva (Área de Conservação), com cerca de 23.040 km<sup>2</sup>, o remanescente faz parte da área tampão, administrado pela concessionária para fins turísticos. O clima da região é tropical sub-úmido seco, caracterizado por duas estações climáticas distintas: seca (maio-setembro) e chuvosa (outubro-abril). A temperatura média anual varia entre 20° e 26°C, enquanto a precipitação pluvial média anual varia entre 770 e 1.140 mm.

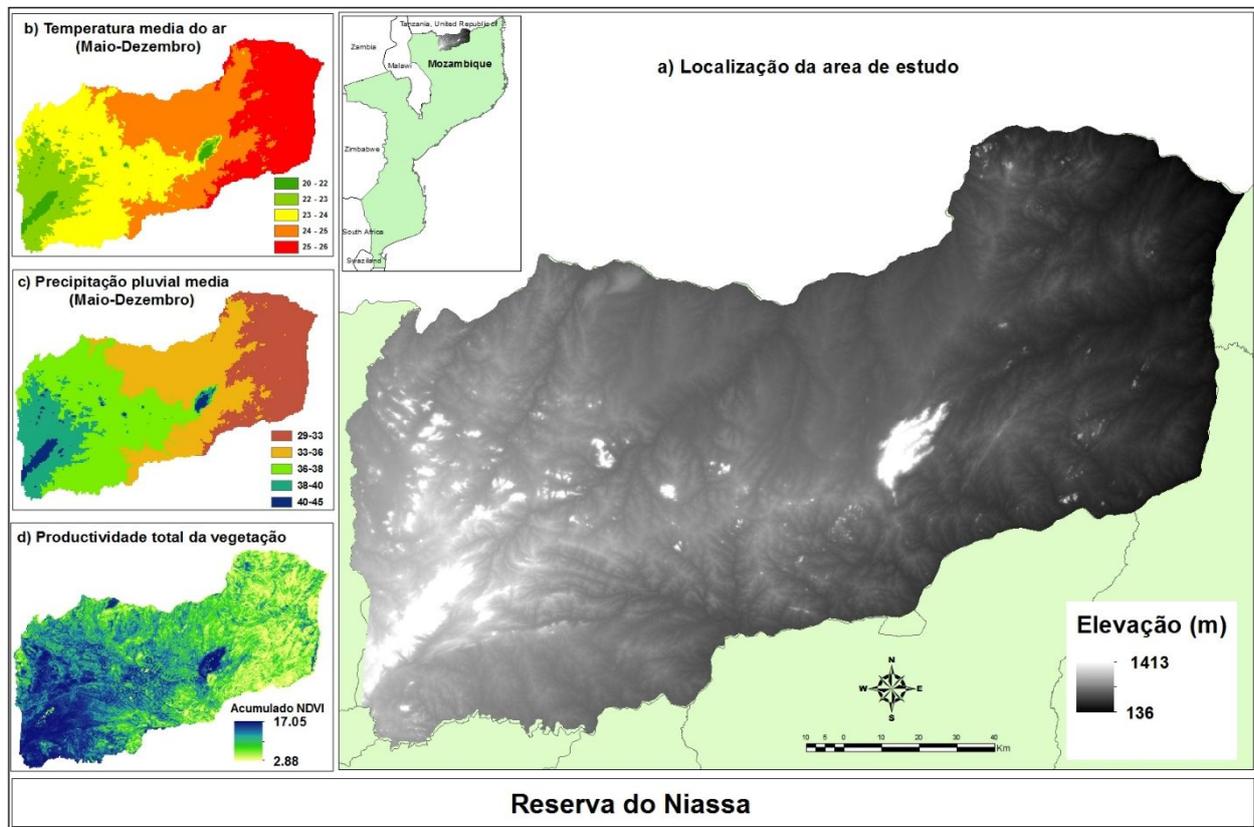


Figura 1: Localização geográfica da área de estudo, Reserva do Niassa, Moçambique.

A cobertura vegetal é caracterizada pela ocorrência de quatro grandes formações vegetais: floresta decídua; floresta aberta semi-decídua, floresta de montanha, florestas (Bosques) ribeirinha e matagal (NHONGO *et al.*, 2017). Do total da área da reserva 72% são cobertos pela Floresta Zambéziana de Miombo Seco, as quais ocorrem em solos arenosos, em terrenos altos, predominando a *Brachystegia spiciformis*, *Bachystegia boehmii* e espécies de plantas *Julbernardia globiflora* (WHITE, 1983). As altitudes variam entre 136 e 1.413 m, acima do nível médio do mar, com aumento gradual do leste para oeste, e a ocorrência de várias formações rochosas de

inselbergs. A reserva é uma área com a mais baixa densidade demográfica do país, em torno de 1,3 habitantes/km<sup>2</sup> (RIBEIRO *et al.*, 2017).

## **2.2.Variável dependente: Fogo Ativo**

Os dados de focos de incêndios ativos foram obtidos para o período compreendido entre janeiro de 2001 e dezembro de 2015, do sensor MODIS a bordo das plataformas Aqua e Terra, com resolução espacial de 1 km, coleção 6, produto mensal anomalias termais MCD14ML, disponibilizado pela NASA FIRMS (Fire Information for Resource Management System) pelo *website* (<https://earthdata.nasa.gov/earth-observation-data/near-real-time/firms/>). Cada posição de fogo ativo MODIS representa o centro de um pixel de 1x1 km que é sinalizado pelo algoritmo como contendo um ou mais incêndios dentro do pixel.

Para evitar falsos alarmes (erros de comissão), foram considerados somente os pixels de incêndio de alta confiabilidade (> 80% de confiabilidade). Isto porque em alguns casos o produto subestima a ocorrência de alguns incêndios tais como: queimadas de pequena duração, que ocorrem entre as imagens disponíveis, ou que iniciam e terminam antes da passagem do satélite; frentes de fogo bastante pequenas para serem detetadas; cobertura das nuvens na hora de imageamento; fumaça pesada; fogo apenas no chão de uma floresta densa, sem afetar a copa das árvores (OLIVERAS, 2014; GIGLIO, 2015; ANDERSON *et al.*, 2015). Pode também superestimar os pixels de incêndios em situações de alvos com temperaturas contrastantes (e.g., limite de floresta e solo nu, em dias quentes), solos arenosos ou rocha exposta, que apresente altas temperaturas em dias quentes (SCHROEDER *et al.*, 2008; DEVISSCHER *et al.*, 2016), bem como alguns pixels de fogo, altamente questionáveis ainda são classificadas de confiabilidade nominal, apesar dos ajustes efetuados na coleção 6 (GIGLIO, 2015).

## **2.3.Variáveis Independentes**

As variáveis independentes consistiram em quatro categorias: clima, vegetação, topografia e fatores socioeconômicos. Os critérios para a seleção das variáveis foram baseados em estudos prévios de ocorrência de incêndio florestais (Krawchuk *et al.*, 2006; Achard *et al.*, 2008; Wotton *et al.*, 2010; Gralewicz *et al.*, 2012; Oliveira *et al.*, 2012; Chuvieco *et al.*, 2012) e no conhecimento da área de estudo. É importante referir que não foi incorporado a variável uso e cobertura da terra pelo fato de a área de estudo apresentar a mais baixa densidade demográfica e, por conseguinte, baixas diversidades de usos e cobertura de terra. 70% da área da reserva é ocupada por cobertura vegetal, representada neste estudo pelo NDVI. Detalhes das variáveis utilizadas são fornecidos na Tabela 1.

Tabela 1: Variáveis independentes analisadas no modelo de regressão logística.

| Nome da Variável               | Código   | Fontes de dados                                                                                                                   | Tipo de dado/<br>Resolução | Unidade    |
|--------------------------------|----------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------|------------|
| <b>Fator Topográfico</b>       |          |                                                                                                                                   |                            |            |
| Elevação                       | Elev     | SRTM                                                                                                                              | Raster/90m x 90m           | m          |
| Exposição solar                | Asp      |                                                                                                                                   |                            | N, S, E, O |
| Declividade                    | Slop     |                                                                                                                                   |                            | %          |
| <b>Fator Climático</b>         |          |                                                                                                                                   |                            |            |
| Temperatura Média Mensal       | Tem      | ERA-interim                                                                                                                       | Raster/0,125*0,125°        | °C         |
| Umidade Relativa Média Mensal  | RH       | O Cálculo baseou-se na equação FAO <i>Penman-Monteith</i> . Derivados de temperatura e temperatura de ponto de orvalho a 2 metros | Raster/0,125*0,125°        | %          |
| Precipitação Média Mensal      | Prec     | CHIRPS                                                                                                                            | Raster/5 km                | mm         |
| <b>Fatores socioeconômicos</b> |          |                                                                                                                                   |                            |            |
| Distance a estradas            | Dis_road | CENACARTA                                                                                                                         | Vectorial 1:250 000        | m          |
| Distance a Assentamentos       | Dis_sett | CENACARTA                                                                                                                         | Vectorial 1:250 000        | m          |
| <b>Índice de vegetação</b>     |          |                                                                                                                                   |                            |            |
| NDVI                           | NDVI     | NASA                                                                                                                              | 250m                       | -1 a 1     |

### 2.3.1. Parâmetros Topográficos

Foram utilizados três parâmetros topográficos: elevação, declividade e exposição solar, extraídos a partir do Modelo Digital de Elevação (DEM), disponibilizado pela NASA *Shuttle Radar Topographic Mission* (SRTM), <http://srtm.csi.cgiar.org/>) de resolução espacial de 90m, reamostrado para 1km (usando o método do vizinho mais próximo).

### 2.3.2. Parâmetros Climatológicos

Os dados climáticos abrangeram o período de maio a dezembro do período de 2001 a 2015, referente a: temperatura do ar, precipitação pluvial e umidade relativa do ar.

Para precipitação pluvial foi utilizado uma série temporal mensal, disponibilizada pela *Climate Hazards group InfraRed Precipitation with Station data* (CHIRPS), <http://chg.geog.ucsb.edu/data/chirps/>), versão 2, com resolução espacial de 5km x 5km, reamostrado para 1km (usando o método do vizinho mais próximo).

Para temperatura, foram utilizados dados mensais de temperatura do ar a 2 metros e dados de temperatura de ponto de orvalho a 2 metros (utilizada para cálculo de umidade relativa), ambos dados de reanálise ERA-Interim, disponibilizados pelo European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF), <http://apps.ecmwf.int/datasets/data/interim-full-daily/levtype=sfc/>, com resolução espacial de 0,125° x 0,125°, reamostrado para 1km.

A umidade relativa foi calculada a partir dos dados de temperatura de ponto de orvalho e temperatura a 2 metros, estima pelo modelo de *Penman Monteith*, parametrizado conforme o boletim 56 da FAO (ALLEN *et al.*, 1998).

### 2.3.3. Parâmetros cobertura vegetal

Foi utilizada uma série temporal de dados NDVI/MODIS do satélite Terra, produto MOD13Q1 (Coleção 5), resolução espacial de 250 m, composição temporal 16 dias, adquirida no *website* <https://mrtweb.cr.usgs.gov/>, entre 2001 e 2015. Entretanto, só foram utilizadas as imagens do período de registo de ocorrência de incêndios: de maio a dezembro. Para tal foram criadas médias mensais a partir da composição temporal de 16 dias.

### 2.3.4. Parâmetros socioeconômicos

Os dados socioeconômicos incluem estradas e assentamentos humanos, obtidos pelo Centro Nacional de Cartografia e Teledetecção de Moçambique (CENACARTA) - (1998). A proximidade de estradas e assentamentos humanos foi gerada com base na distância euclidiana de cada célula para a estrada mais próxima ou assentamento humanos.

## 2.4. Métodos

### 2.4.1. Frequência das ignições dos incêndios florestais por fatores condicionantes.

Em uma primeira etapa, foi realizada uma análise de frequência de ignição de incêndios ocorridos no período de 15 anos, em relação aos fatores condicionantes. Foram gerados histogramas, representando a frequência de ignição de incêndios, por classes em cada fator condicionante. Também foi calculado a média e o coeficiente de variação, para cada fator.

### 2.4.2. Análise de Regressão Logística Múltipla

#### 2.4.2.1. Seleção do modelo preditivo

Para estimar a probabilidade de risco de incêndios, na Reserva do Niassa, foi aplicada a regressão logística, que se baseia na seguinte Equação:

$$P_i = \frac{1}{1 + e^{-zi}} \quad (1)$$

$$\text{Onde: } zi = \alpha + \beta_1 X_{i1} + \beta_2 X_{i2} + \dots + \beta_p X_{ip} \quad (2)$$

Em que:  $P$  é a probabilidade de ocorrência do evento, ela deve ser incluída como uma variável dicotômica;  $z$  é obtido a partir de uma combinação linear das variáveis independentes estimados a partir de um ajuste de máxima verossimilhança. Com uma constante  $\alpha$ , coeficiente de regressão linear parcial  $\beta$  e valores originais de variáveis  $x$ .

A utilização da regressão logística preconiza que a variável dependente seja dicotômica, a existência tanto da presença como da ausência de focos de incêndios. Para a presença, utilizaram-se os focos de incêndios registrados entre 2001 e 2015, em que foi registrado um total de 21 223 focos de incêndios e foram codificados como 1 (representando a ocorrência). Para a não ocorrência

(ausência) foram gerados 31 834,5 pontos aleatórios não coincidentes com os pontos de ignição em toda reserva, numa relação de 1:1,5 de focos de ignição (Catry *et al.*, 2009; Chang, 2013) a qual foram codificados como zero (0) (representando não ocorrência).

Adicionalmente, de forma a efetuar a validação do modelo, foram gerados dois grupos distintos, um para a construção do modelo (treinamento) e outro para sua validação, procedimento utilizado por vários autores (Catry, 2007; Chuvieco, 2009; del Hoyo *et al.*, 2011; Guo, 2016) variando apenas na percentagem utilizada na construção dos respectivos grupos. Neste trabalho foram selecionados aleatoriamente 50% dos pontos de ignição (10 612) e 50% dos pontos de não ignição (15 917) utilizados como subconjunto de treinamento e pontos remanescentes para testar a capacidade preditiva do modelo, ou seja, a sua validação. Todas as análises foram realizadas no *software* SPSS 24.0.

Como a Regressão Logística pressupõe que as variáveis independentes não devam ser correlacionadas (Colinearidade), foi testada a multicolinearidade entre as variáveis independentes, utilizando a Tolerância e o VIF (Fator de Inflação de Variância). A multicolinearidade se faz presente quando existe algum nível de inter-relação entre as variáveis predictoras (VILLAGARCÍA, 2004). A sua existência, em um modelo de regressão pode distorcer a estimativa do modelo ou interferir com estimativa da precisão. As variáveis que apresentam colinearidade significativa ( $VIF \geq 10$ ) e Coeficiente de tolerância (Tolerância > 0,1) devem ser removidas do modelo. No entanto, os valores de Tolerância e de VIF obtidos neste estudo indicaram que não existem problemas de multicolinearidade.

#### **2.4.2.2. Construção do modelo preditivo**

O método *Stepwise Forward* foi aplicado para construir a regressão logística do modelo. O método *Forward*, caracteriza-se por considerar a variável de maior coeficiente de correlação amostral observado com a variável resposta. Ela inicia o modelo somente com a constante, e adiciona as variáveis, mais correlacionadas, uma de cada vez. Quando em uma etapa não houver uma inclusão, o processo é interrompido e as variáveis selecionadas até esta etapa definem o modelo final (CHARNET *et al.*, 2000; DEL HOYO *et al.*, 2011).

A significância de cada variável foi avaliada pelo teste de Wald (Legendre & Legendre, 1998) a um nível de significância de 5% ( $P < 0,05$ ). Além disso, também foi calculada a chance de ocorrência (*odds ratio*), a partir do coeficiente exponencial *Exp (bi)*, que é um indicador da mudança nas probabilidades resultantes da mudança de uma unidade no predictor.

Uma vez definido o modelo, a etapa seguinte foi testar o seu desempenho, o que foi feito utilizando diferentes abordagens. A avaliação global do modelo foi efetuada utilizando o teste de ajuste ao modelo Hosmer – Lameshow (HOSMER *et al.*, 1997; HOSMER & LEMESHOW,

2000). Segundo Norusis (2002), se o resultado do teste for inferior a 5%, rejeitamos a hipótese nula de que não existe diferença entre os valores observados e os preditos, o que significa que os dados não se ajustam ao modelo. Também, para avaliar a capacidade preditiva do modelo logístico, tabelas de classificação 2×2 dos valores observados vs. Preditos foram construídos, usando e comparando o conjunto de dados de treinamento e de validação. Contudo, para determinar a probabilidade limiar (Ponto de corte), acima do qual a ocorrência de ignição do fogo é aceita, e abaixo do qual é considerado que nenhum incêndio ocorreu, foi aplicado o *índice de Yueden* (Garcia *et al.*, 1995; Chang *et al.*, 2013), o qual também foi utilizado em estudos prévios para determinar os melhores valores de corte na regressão logística para prever a ocorrência de incêndios (CATRY, 2009; CHANG *et al.*, 2013). O valor ótimo corresponde ao valor de intersecção entre sensibilidade e especificidade (VASCONCELO, 2001). Para tal, foi utilizado o conjunto de dados de treinamento para construir a tabela de classificação e determinar valor de corte ótimo, o qual neste trabalho foi de 0,3824.

Outro procedimento usado para avaliar quão bem um modelo é parametrizado e calibrado foi à curva ROC (*Receiver Operating Characteristic*) que analisa a proporção de verdadeiro positivo, que são classificados como positivos (sensibilidade), e de verdadeiros negativos que o modelo classifica como negativos (especificidade), isto é a plotagem da sensibilidade versus especificidade para vários limiares de probabilidade (SWETS, 1988; FIELDING & BELL, 1997). Um modelo que denota um bom desempenho é aquele que engloba grandes áreas abaixo da curva (CATRY, 2007; DEL HOYO *et al.*, 2011; JIMÉNEZ-VALVERDE, 2012). Os valores entre 0,5-0,7 indicam baixa precisão, valores entre 0,7-0,8 indicam uma precisão aceitável, entre 0,8-0,9 indicam uma boa precisão e os valores superiores a 0,9 revelam uma excelente capacidade preditiva do modelo (SWETS, 1988; HOSMER & LAMESHOW, 2000; McCune *et al.*, 2002; DEL HOYO *et al.*, 2011).

#### **2.4.2. Análise de importância das variáveis**

Para avaliar a influência das variáveis individuais no modelo, vários critérios foram computados e analisados globalmente, de acordo com Martinez *et al.* (2009) e Martinez-Fernandez *et al.* (2013): (i) passos na qual as variáveis foram inseridas no modelo; (ii) nível de significância estatística (estatística de Wald); (iii) o *odds ratio* ou o exponencial do coeficiente logit B ( $\text{Exp}(B)$ ); (iv) cálculo simples dos coeficientes padronizados, de acordo com o método de Menard (2010). Para o coeficiente padronizado, o cálculo implica multiplicar cada coeficiente logístico não padronizado pelo desvio padrão da variável para a qual a variável pertence, quanto maior o valor absoluto do coeficiente padrão, maior é a importância da variável (GALÁN & LÓPEZ, 2003); (vi) mudança no  $R^2$  quando a variável foi removida do modelo (quanto maior a mudança, mais

importante é a variável). Para o presente estudo, foi utilizada a mudança no logaritmo da verossimilhança (-2 LL). E a variável mais importante para o modelo é a que apresenta a pontuação global mais baixa.

### **2.4.3. Modelagem espacial**

Para produzir um mapa da probabilidade de ignição, todas as variáveis independentes foram representadas em camadas, em um Sistema de Informação Geográfica. A equação do modelo de regressão foi espacializada através de álgebra de mapa em ambiente ArcGis 10.4, utilizando os coeficientes obtidos através do modelo de regressão e as variáveis independentes. O mapa produzido foi classificado em cinco classes: Muito Baixo (0,01-0,20); Baixo (0,20-0,40); Médio (0,40-0,60); Alto (0,60-0,80) e Muito alto (> 0,80).

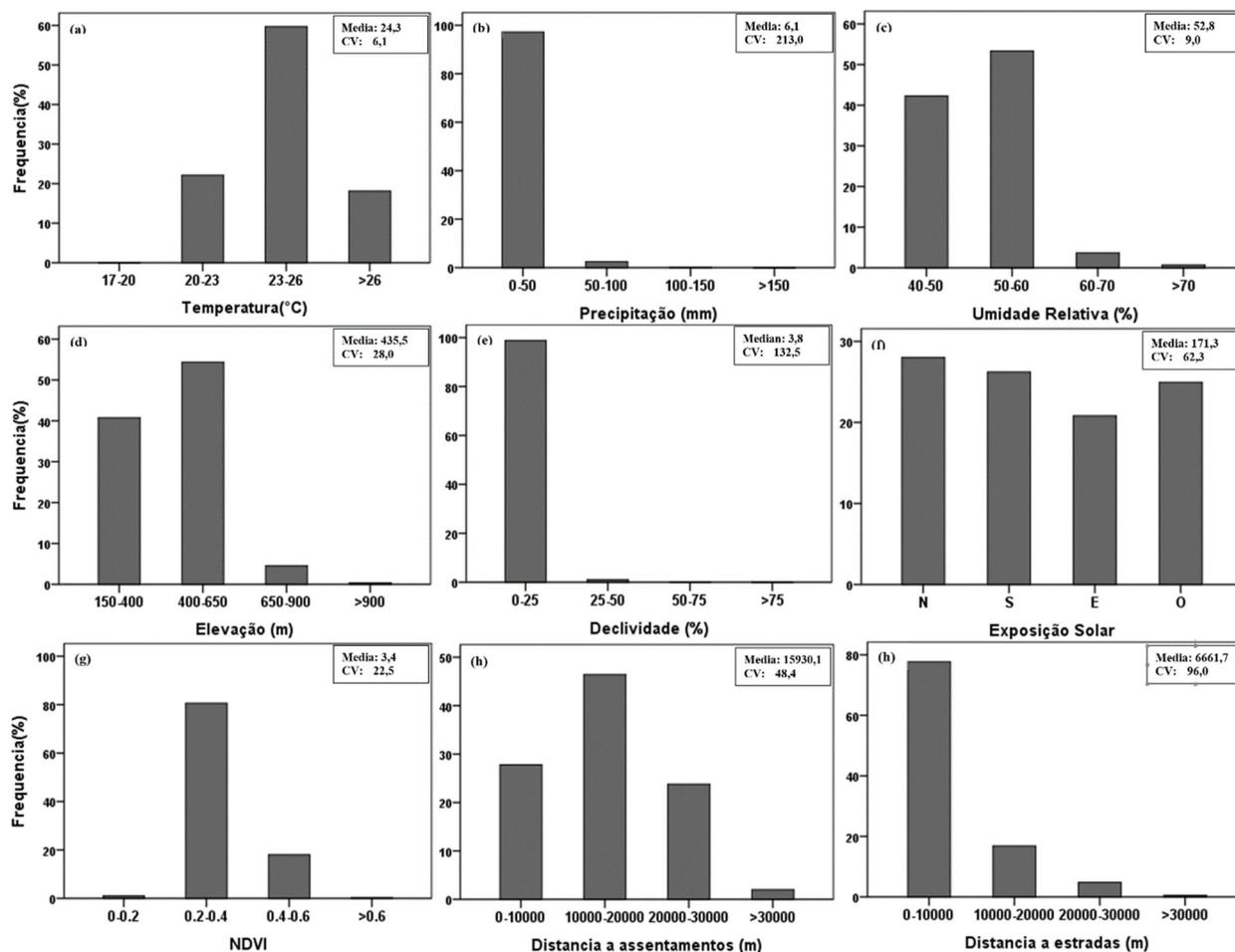
### **2.4.4. Validação do modelo**

A validação do modelo de regressão logística é obtida através da aplicação do modelo na amostra de validação (HAIR, 1998). Deste modo foi efetuada uma análise independente utilizando o grupo de validação para verificar a eficácia do modelo preditivo construído. Para tal foi utilizada a curva ROC e a tabela de classificação. Adicionalmente no sentido de avaliar a capacidade preditiva do mapa de risco produzido, foi efetuada uma distribuição dos pontos de ignição do grupo de validação, pelas classes do mapa de probabilidade de ignição.

## **3. Resultados**

### **3.1. Análise de frequência de ignição de incêndio**

Uma análise preliminar da distribuição espacial do fogo em relação às variáveis selecionadas (Figura 2) mostra que as maiores frequências de incêndios ocorreram em áreas cujas temperaturas eram amenas (entre 23° a 26°), com baixa precipitação pluvial (50mm), enquanto 90% dos incêndios ocorreram em áreas de baixa a média umidade relativa (40% a 60%). Grande parte de focos de incêndios ocorreram entre baixas e médias altitudes (150-650m) e cerca de 80% em declives planos e encostas suaves (0 a 25%). Contudo, em relação a exposição solar, as ignições distribuíram-se uniformemente entre vários quadrantes norte, leste, sul e oeste, mas com maior incidência para o norte da reserva. As maiores frequências dos incêndios foram registradas também em áreas com baixos e médios valores de NDVI 0,2-0,4. Os resultados também revelaram que, grande parte dos incêndios ocorreram a uma distância entre 10 a 20 km dos assentamentos humanos e próximos a estradas. Esta análise mostra ainda que a variável com maior variabilidade foi a precipitação (Coeficiente de variação, CV=213) e com menor variabilidade foi a temperatura do ar (CV=6,1).



**Figura 2.** Frequência de ignição de fogo em relação as variáveis independentes: (a) Temperatura; (b) Precipitação; (c) Umidade Relativa; (d) elevação; (e) declividade; (f) exposição solar; (g) NDVI; (h) Distancias a assentamentos humanos; (i) Distancias a estradas. CV: coeficiente de variação (%).

### 3.2. Modelo de ignição de fogo

Após diversas interações, o modelo final selecionou as variáveis mais correlacionadas com incêndios florestais, que foram: NDVI, Temperatura do ar, Altimetria, Precipitação pluvial, Declividade, Umidade Relativa e Distância dos Assentamentos Humanos. Estas variáveis revelaram ser significativamente relacionadas com a probabilidade da ocorrência de ignição de incêndios florestais ( $P < 0,05$ ). Foram excluídas do modelo, as Estradas e Exposição solar. A significância das variáveis explanatórias e seus respectivos coeficientes apresentam-se na Tabela 2. De acordo com os resultados, foi encontrada relação negativa entre ocorrência de incêndios e NDVI, Temperatura do ar e Declividade, e uma relação positiva foram observadas com Elevação, Precipitação pluvial, Umidade Relativa e distância dos Assentamentos Humanos.

Table 2. Resultados do modelo de regressão logística binária

| Variável     | Coefficient B | Std. Error | Wald    | df | Sig. | Exp(B) | Change in -2 LL | Std. deviation | Std. Coefficient B | Etapa para entrada no modelo |
|--------------|---------------|------------|---------|----|------|--------|-----------------|----------------|--------------------|------------------------------|
| NDVI         | -1.131        | .021       | 2 812.0 | 1  | .000 | 0.323  | 34 037.0        | 1.161          | -1.313             | 1                            |
| Temperatura  | -.396         | .011       | 1.330.0 | 1  | .000 | 0.673  | 32 466.0        | 1.966          | -0.779             | 2                            |
| Elevação     | .004          | .000       | 709.0   | 1  | .000 | 1.004  | 31 680.7        | 141.107        | 0.564              | 3                            |
| Precipitação | .022          | .001       | 233.0   | 1  | .000 | 1.022  | 31 329.6        | 12.796         | 0.282              | 4                            |
| Declividade  | -.040         | .003       | 189.2   | 1  | .000 | 0.960  | 31 110.0        | 6.107          | -0.244             | 5                            |
| U.R          | .020          | .004       | 26.4    | 1  | .000 | 1.020  | 31 083.5        | 4.409          | 0.088              | 6                            |
| Dis_Assent   | .000004       | .000       | 5.5     | 1  | .019 | 1.000  | 31 078.0        | 7637.2         | 0.031              | 7                            |
| Constant     | 10.580        | .396       | 712.121 | 1  | .000 | 39 323 |                 |                |                    |                              |

O teste de ajuste de Hosmer e Lemeshow indicou ajuste insuficiente da regressão aos dados ( $\chi^2 = 310.422$ ,  $df = 8$ ,  $P < 0,0001$ ). Embora este teste indique que há diferenças entre os valores reais e os esperados, o modelo demonstra um bom percentual de acerto. A capacidade preditiva do modelo foi ainda avaliada utilizando tabelas de classificação, comparando os valores observados e preditos, e utilizando o valor de corte de 0,3830, a classificação global foi de 67,10% dos casos corretamente classificados (Tabela 4), usando dados de treinamento. A área abaixo da Curva (AUC) foi de 75% (Precisão aceitável) (Figura 4) indicando um bom ajuste. Essas medidas combinadas sugerem a aceitação do modelo, como um modelo significativo da regressão logística. O modelo obtido foi representado pela Equação 2:

$$P_i = 1 / (e^{-(10.580 + 0.004 \text{ Elev} + 0.000004 \text{ Dist}_\text{Ass} - 1.121 \text{ NDVI} + 0.022 \text{ Prec} - 0.040 \text{ Decliv} - 0.396 \text{ Temp} + 0.020 \text{ UR})}) \quad (2)$$

Em que:  $P_i$  é a probabilidade de um ponto corresponder a uma ignição por fogo; *Elev* é a Elevação; *Dist Ass* é Distancia a Assentamentos; *NDVI* é o Índice de Vegetação de Diferença Normalizada; *Prec* é a Precipitação; *Decliv* é a Declividade; *Temp* a Temperatura e UR a Umidade Relativa.

### 3.3. Importância relativa das variáveis

O resultado da importância relativa das variáveis é apresentado na Tabela 3, assim como a pontuação global, calculada pela somatória da classificação de todas as variáveis. O NDVI foi a variável mais importante na ocorrência de incêndios, seguido de Temperatura do ar, Elevação, Precipitação pluvial, Declividade e Umidade relativa do ar e por último a Distância a assentamentos humanos.

Tabela 3: Importância relativa das variáveis, avaliada a partir de diferentes critérios.

| Var. Name    | (i) Stepwise | (ii) Wald | (iii) Exp(B) | (iv) Std Coefficient B | (V) Change in -2 LL | Pontuação Global (soma) |
|--------------|--------------|-----------|--------------|------------------------|---------------------|-------------------------|
| NDVI         | 1            | 1         | 7            | 1                      | 1                   | 11                      |
| Temperatura  | 2            | 2         | 6            | 2                      | 2                   | 14                      |
| Elevação     | 3            | 3         | 3            | 3                      | 3                   | 15                      |
| Precipitação | 4            | 4         | 1            | 4                      | 4                   | 17                      |
| Declividade  | 5            | 5         | 5            | 5                      | 5                   | 25                      |
| U.R          | 6            | 6         | 2            | 6                      | 6                   | 26                      |
| Dis_Assent   | 7            | 7         | 4            | 7                      | 7                   | 32                      |
| Soma         | 28           | 28        | 28           | 28                     | 28                  | 140                     |

### 3.4. Modelagem espacial da probabilidade de ocorrência de incêndios

A distribuição espacial da probabilidade logística do modelo final (Figura 3) é a estimativa de risco a incêndio para Reserva do Niassa. A escala de intervalo de probabilidade foi dividida em cinco classes: Muito baixa (0,00-0,20) localizada a leste; baixa (0,20-0,40), localizado centro-leste; médio (0,40-0,60) centro da reserva; alta (0,60-0,80), o centro-oeste da reserva e muito alta (>0,80) a oeste da reserva. Em termos de distribuição relativa destas classes, foi identificado que 10% da área da reserva apresenta probabilidade de ocorrência muito baixa, 14% com baixa, 21% com moderada, 28% com alta e 27% com muito alta suscetibilidade (Tabela 4).

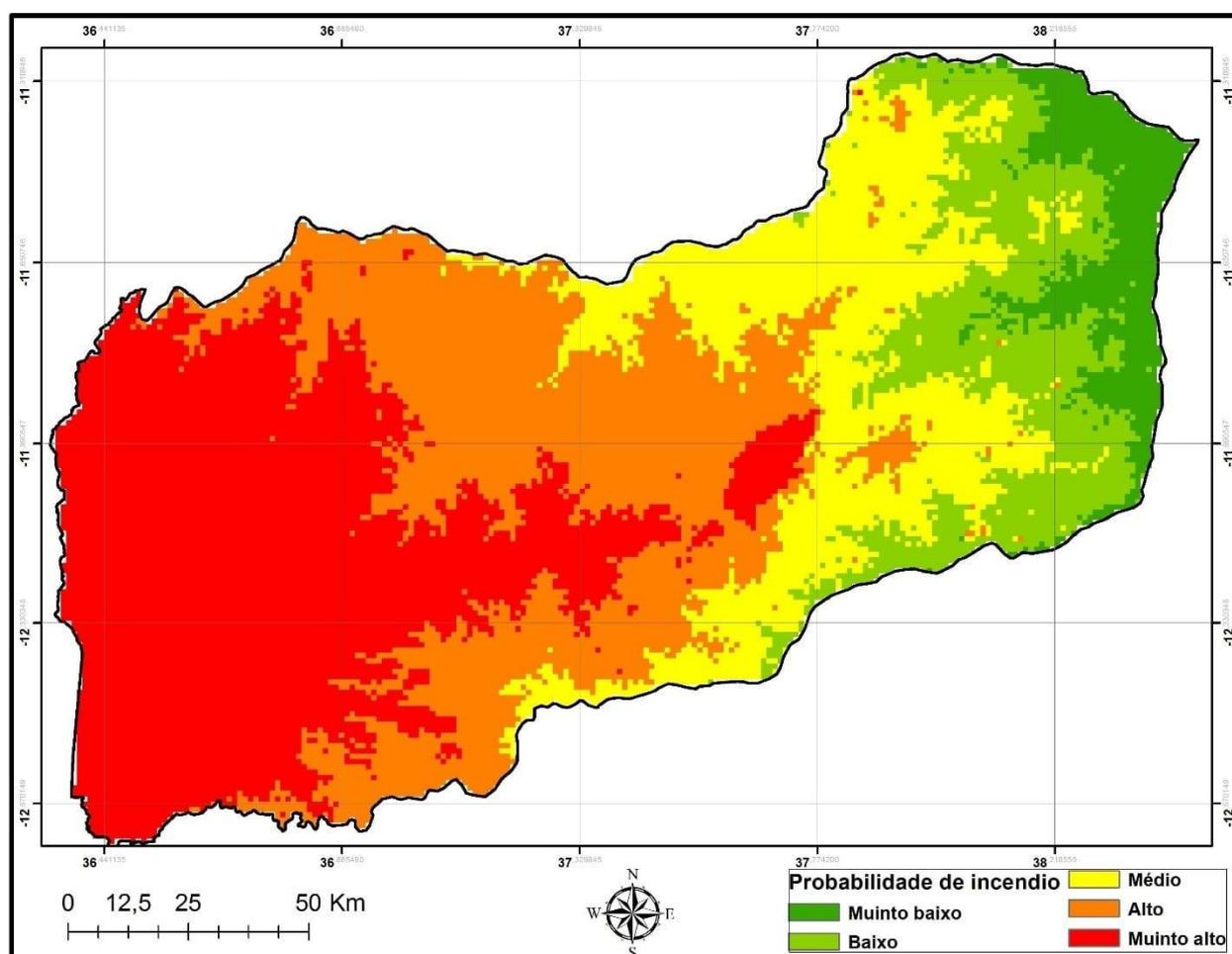


Figure 3. Probabilidade de risco a incêndios florestais, Reserva do Niassa.

### 3.5. Validação do modelo

De acordo com os resultados da validação, apresentados na tabela de contingência, o modelo classificou corretamente 66,8% de todas as observações. Este resultado é um pouco inferior aos obtidos com o grupo de treinamento (67,1%).

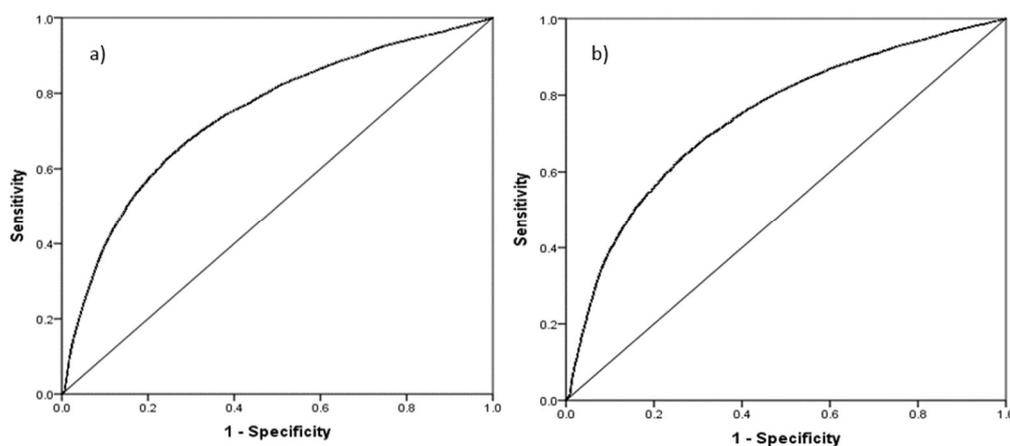
Esta diferença mínima entre os resultados obtidos entre grupo de treinamento e validação permite concluir que o modelo revelou uma boa capacidade preditiva nos pontos de ignição, diminuindo na capacidade de classificação dos pontos de não ignição, o que pode significar um

excesso de áreas previstas. Em suma, as taxas de acerto na amostra de validação são quase idênticas às taxas de acerto da amostra de treinamento (Tabela 4), pode-se concluir que o modelo de regressão logística possui forte suporte empírico.

O desempenho do modelo foi analisado através da área abaixo da curva ROC, para o grupo de validação, foi de 0,74, o que revela uma capacidade do modelo aceitável, baixando ligeiramente quando comparado com resultados do grupo de treinamento (0,75), mas ambos bastante satisfatórios.

**Tabela 4:** Tabela de contingência para os conjuntos de dados de treinamento e validação de modelos de regressão logística, com pontos de corte de 0,383 de acordo com o *critério Yueden*.

|                   | Previsto    |      |      |                    |           |      |      |                    |       |
|-------------------|-------------|------|------|--------------------|-----------|------|------|--------------------|-------|
|                   | Treinamento |      |      |                    | Validação |      |      |                    |       |
|                   |             | 0    | 1    | Percentage correta |           | 0    | 1    | Percentage correta |       |
| Observado         | 0           | 9715 | 5813 | 62.3%              | 0         | 9380 | 5881 | 61.5%              |       |
|                   | 1           | 2789 | 7834 | 73.9%              | 1         | 2713 | 7887 | 74.4%              |       |
| Porcentagem Total |             |      |      | 67.1%              |           |      |      |                    | 66.8% |



**Figure 4:** Curva ROC dado de treinamento (a) e curva ROC de dados de validação (b).

No sentido de avaliar a capacidade preditiva do mapa produzido, foi efetuada uma distribuição dos pontos de ignição, do grupo de validação pelas classes do mapa de probabilidade de ignição. De acordo com os resultados (Tabela 5), pode-se verificar que apesar das classes de probabilidade muito alta representar 27%, ela consegue prever 39% do total dos pontos de ignição do grupo de validação e apresentar a maior densidade (0,66 km<sup>2</sup>). A classe alta representa 28% de área, e consegue prever 29%. As duas classes conseguem prever 68% do total de pontos de ignição do grupo de validação. Já a classe média, ocupa apenas 21% da área, mas consegue prever 18% de pontos de ignição. Por outro lado, apenas 13 % das ignições encontram-se localizadas nas classes de risco baixa e muito baixa que representam 24% do território. Estes resultados permitem concluir que o mapa de probabilidade de ignição possui uma boa capacidade preditiva.

**Tabela 5:** Classificação de áreas de risco

| Probabilidade de incêndio | Classe de risco de incêndio | Área (km <sup>2</sup> ) | Porcentagem da Área (%) | Incêndio     | Porcentagem de incêndio (%) | Densidade de Incêndio |
|---------------------------|-----------------------------|-------------------------|-------------------------|--------------|-----------------------------|-----------------------|
| 0,20                      | Muito baixo                 | 2330                    | 10                      | 329          | 3                           | 0,14                  |
| 0,20–0,40                 | Baixo                       | 3173                    | 14                      | 1107         | 10                          | 0,35                  |
| 0,40–0,60                 | Médium                      | 4710                    | 21                      | 1901         | 18                          | 0,40                  |
| 0,60–0,80                 | Alto                        | 6431                    | 28                      | 3121         | 29                          | 0,49                  |
| ]0,80                     | Muito alto                  | 6309                    | 27                      | 4176         | 39                          | 0,66                  |
| <b>Total</b>              |                             | <b>22953</b>            | <b>100</b>              | <b>10624</b> | <b>100</b>                  |                       |

## 4. Discussão

### 4.1. Fatores determinantes na ocorrência de incêndios

A identificação dos fatores determinantes dos incêndios florestais é essencial para a gestão de incêndios florestais (AVILA-FLORES *et al.*, 2010). A análise de regressão logística forneceu bases para o entendimento de fatores determinantes para ocorrência de incêndio na Reserva do Niassa. Os resultados mostram que o NDVI, a temperatura do ar, a elevação e a precipitação pluvial são as variáveis mais importantes. Seguidas da declividade e umidade relativa, e por fim a variável relativamente menos importante na determinação para ocorrência de incêndios é a distância aos assentamentos humanos. Estes resultados mostram consistência com estudos recentes relacionados com fatores determinantes para a ocorrência de incêndio em savanas Africanas e em áreas de conservação (Berjak e Hearne, 2002; Trollope e Trollope, 2004; Archibald *et al.*, 2009).

O NDVI é a variável mais importante, ela mostrou uma relação forte negativa com a ocorrência de incêndios, significando uma maior probabilidade de ocorrência de incêndios a medida que há uma redução do vigor da vegetação. Segundo Eva e Labin (1998) nas savanas Africanas o NDVI diminui sazonalmente, e na estação seca pode atingir valores tão baixos quanto os de queimadas e de solo exposto. Trabalhos desenvolvidos por Nhongo *et al.* (2017), na reserva do Niassa, relatam baixos valores de NDVI na estação seca, variando em média entre 0,2 e 0,4, conforme o tipo de cobertura vegetal. Isto significa que a medida que valores de NDVI vão decrescendo, há uma redução do vigor da vegetação (Teor de umidade do combustível vegetal) e aumento de acúmulo da biomassa seca e conseqüente risco a incêndio. Pode-se assumir que a umidade é inversamente relacionada à inflamabilidade do combustível vegetal.

Estudos desenvolvidos em nível global mostram que a condição de umidade do combustível é um fator crítico que influencia o perigo de incêndio florestal em ecossistemas propensos ao fogo, como as savanas Africanas (ZARCO-TEJADA *et al.*, 2003). Há registros de coeficientes de correlação significativos entre o índice de vegetação e o teor de umidade do combustível, com base na hipótese da dependência do teor de clorofila em relação ao teor de água

na copa (DASGUPTA *et al.*, 2007; GLENN *et al.*, 2008). Resultados com a obtenção de coeficientes de correlação negativa da vegetação e incêndios florestais também foram alcançados (LEBLON *et al.*, 2007; BISQUERT *et al.*, 2011; FAN *et al.*, 2017).

Segundo Fried *et al.* (2008), as temperaturas altas reduzem de forma proporcional a umidade do combustível, tornando-a altamente suscetível a incêndios. Pesquisas desenvolvidas em pastagens e savanas na África do Sul indicaram que a temperatura do ar tem um efeito positivo altamente significativo sobre a intensidade do fogo (YAKUBU *et al.*, 2015). No presente estudo se obteve uma correlação negativa entre temperatura do ar e os incêndios na Reserva do Niassa. Mas, é importante referir que 60% delas ocorreram em áreas com temperaturas médias e altas, na ordem de 23-26°C (Estação seca). A correlação negativa, possivelmente esteja ligada à dinâmica espacial das queimadas dentro da reserva, cuja dinâmica migra do leste (maiores temperaturas) para o oeste (temperaturas menores), bem como à janela de análise (de maio a dezembro). Entretanto, se consideramos a análise a longo prazo, a temperatura do ar apresenta uma correlação positiva com os focos de incêndios. Resultados com correlação negativa, entre incêndio e temperatura do ar, também foram identificados por Chang *et al.* (2013); Guo *et al.* (2015); Ye *et al.* (2017), novamente indicando a complexidade destas análises.

Vários estudos referem que as baixas precipitações são tipicamente descritas como fatores determinantes no risco a incêndios ao nível global (ANTÔNIO, 2000; CHANG *et al.*, 2008). Segundo o modelo ajustado neste trabalho, existe uma relação positiva entre probabilidade de fogo e a precipitação pluvial. Contudo, apesar da correlação positiva, 90% de incêndios ocorrem em áreas com baixa precipitação pluvial, na ordem de (0-50 mm). É importante destacar o início do ano hidrológico, no mês de outubro, e a ocorrência de incêndios até o mês de dezembro, o que de certa forma acaba influenciando na correlação positiva da precipitação e incêndios.

Das variáveis climatológicas, a Umidade Relativa é, isoladamente um dos fatores menos importante na susceptibilidade de incêndios na Reserva do Niassa. A alta Umidade Relativa do ar diminui a possibilidade de incêndios. Este resultado parece contraditório, pois segundo TURNER *et al.* (1961), a UR inferior a 30-40% é condição ótima para o início e espalhamento de incêndio de difícil controle. Por outro lado, umidade relativa do ar superior a 60% pode impedir que a combustão do material vegetal se sustente (Ronde *et al.*, 1990). No presente estudo, apesar da correlação positiva entre UR e incêndios, 90% dos incêndios ocorrem em condições em que a UR se encontra abaixo de 60%, o que permite inferir que os incêndios ocorrem em condições propícias à combustão vegetal.

Já a variável elevação tem efeito significativo e positivo na ocorrência dos incêndios. Os registros de maior número de incêndios são verificados entre (400-650m), onde ocorrem as florestais de montanha e vegetação decíduas. Segundo Castro e Chuvieco (1998) a elevação

influencia a estrutura da vegetação, a umidade do combustível e a umidade do ar. A distribuição de combustível é dependente da topografia. Certas espécies de árvores, particularmente espécies com maiores estruturas, estão localizadas em altitudes mais elevadas. Na Reserva do Niassa há uma relação direta entre o aumento da estrutura de vegetação (Biomassa vegetal) e altitude. Verifica-se o aumento da densidade e estrutura da vegetação de leste (baixas altitudes) para oeste (altas altitudes), por conta do aumento da precipitação pluvial e da redução da temperatura do ar (Nhongo *et al.*, 2017). Estudos desenvolvidos em florestais subtropicais têm documentado o aumento da densidade de árvores em florestais subtropicais, com aumento de altitude (Millar *et al.*, 2004; Dolanc *et al.*, 2014). Tendo em consideração que o presente estudo foi realizado no período seco, onde a vegetação atinge valores baixos de NDVI, pode-se inferir que o aumento da biomassa seca (acumulação de carga de combustível da floresta), exatamente nas áreas de maior altitude e maiores estruturas de vegetação, determina a maior ocorrência de incêndios na reserva do Niassa. A relação positiva da altitude e incêndios florestais, também foi encontrada por Schwartz *et al.* (2015); Sass & Sebastian (2017) e Zhanga *et al.* (2016).

Por outro lado, as áreas mais declivosas estão associadas ao acréscimo do risco de incêndio florestal, o que pode ser devido ao aumento da velocidade de propagação do fogo e influencia nas condições de vento, umidade do ar e umidade do material combustível (JAISWAL *et al.*, 2002). Os resultados obtidos para a Reserva do Niassa revelaram que grandes partes dos incêndios florestais ocorrem em áreas de declividade abaixo de 25%.

Por fim, reconhecidamente as áreas próximas a Assentamentos humanos são mais propensas a incêndios, pois são áreas sujeitas a incêndios de veículos e de carga e incêndios produzidos por aqueles que passam pela área e pela presença humana (FERRAZ; VETTORAZZI, 1998; JAISWAL *et al.*, 2005). Apesar dos estudos anteriores terem constatado que os assentamentos têm uma influência positiva nos incêndios florestais, verificou-se que a probabilidade de ocorrência de incêndios na Reserva do Niassa não aumentou nem reduziu com aumento ou redução da distância a assentamentos humanos. Uma das razões pode estar ligada a baixa densidade demográfica, a localização próxima a cursos de rio, e medidas mitigadoras próximas a assentamentos humanos. Zumbrunnen *et al.* (2011) demonstraram o caráter não linear da relação entre ocorrência de incêndios e densidade populacional, assentamentos humanos e de estradas, em particular o nivelamento de ocorrência de incêndios quando potenciais fontes de ignição antrópicas aumentam. Portanto, os aumentos previstos no número de habitantes e a expansão associada de áreas urbanizadas e cobertura de estradas podem não resultar em mais incêndios.

## 4.2. Modelagem espacial da probabilidade de ocorrência

As áreas de probabilidade de risco muito alto e alto, localizadas no centro-oeste e a oeste da reserva respectivamente, são majoritariamente cobertas por florestais Decíduas e de Montanha (Nhongo *et al.*, 2017). Apesar de apresentarem temperaturas amenas por conta das altitudes elevadas, também são caracterizadas pela ocorrência de vegetação com maior estrutura e maior densidade de copa. Por conta disso, esta é a região com maior acúmulo de biomassa seca, no período seco, em comparação com outras áreas da reserva, e conseqüente maior risco a incêndio.

O centro da reserva apresenta a probabilidade média quanto à ocorrência de incêndios florestais, com predominância de florestais decíduas, dominadas por espécies de árvores e uma camada de gramíneas bem desenvolvidas no estrato inferior; as temperaturas são médias a altas e as altitudes são intermediárias. Estes resultados eram esperados, porque nestas áreas há acúmulo da biomassa seca, e as variáveis climatológicas, apresentam magnitudes propícias para ocorrências de incêndios florestais.

Entretanto, no centro-leste e a leste da reserva, a probabilidade de ocorrência é baixa, apesar das altas temperaturas do ar, das baixas precipitações pluvial e umidade relativa do ar. Este padrão pode ser muito bem explicado por conta da ocorrência de vegetação aberta semi-decídua, constituídas majoritariamente por gramíneas e árvores esparsas características, típicas de savana, com baixa densidade de biomassa. Segundo Scholes (1997), o caráter fortemente sazonal de disponibilidade de água nestas fitofisionomias leva ao acúmulo de combustíveis finos, secos e facilmente inflamáveis que, potencialmente, pode queimar a cada ano. Contudo a baixa densidade de biomassa influencia na baixa ocorrência de incêndios e a não manutenção durante um longo período após o início.

Estes resultados estão, portanto, de acordo com a análise da importância relativa das variáveis utilizadas, que mostrou o NDVI, a temperatura do ar e a elevação como fatores determinantes na ocorrência de incêndios.

## 4.3. Validação dos resultados

O modelo obtido mostrou boa capacidade preditiva quando aplicada ao conjunto de dados de validação. Análise da curva ROC, com 74% de concordância (precisão aceitável), classificação global de 66,8%, evidencia que os resultados foram bons quando comparados com outros modelos de regressão logística desenvolvido para prever a ocorrência de incêndios. Por exemplo Bisquert *et al.* (2011) estimaram a probabilidade de ocorrência de incêndio na Região da Galiza (noroeste da Espanha) e obtiveram uma precisão global de 58,2%; Padilla e Vega-Garcia (2011) modelaram a ocorrência de incêndios causados pelo homem, com precisão entre 47,4 a 82,6% para ecorregiões

diferentes na Espanha; Chang *et al.* (2013) modelaram a ocorrência de incêndios com base em Regressão Logística na Província de Heilongjiang (China) e obteve uma acurácia global de 64,9%.

Outro aspecto a salientar é a confiabilidade do mapa final, uma vez que as duas classes (alta e muito alta) conseguem prever 68% do total dos pontos de ignição de validação.

#### **5.4. Conclusões**

Neste trabalho, foi ilustrada a viabilidade de modelar o risco a incêndios, bem como foram identificados quais fatores biofísicos e humanos que são importantes impulsionadores do fogo na Reserva do Niassa, com base em regressão logística. O modelo aplicado mostrou um bom desempenho, sendo estatisticamente significativo no que diz respeito à explicação da correlação espacial entre incêndios florestais e sua localização.

O NDVI, a temperatura do ar e a elevação são os principais fatores determinantes dos focos de incêndios, seguidos pela precipitação pluvial, a declividade, a umidade relativa e a distância de assentamentos humanos. O NDVI é o fator mais importante, pois reflete tanto a umidade contida no material combustível e sua sazonalidade, como a quantidade de material combustível (acúmulo da biomassa), que influencia a ocorrência de incêndios na Reserva do Niassa.

As áreas a leste da reserva com maior altitude, maior estrutura da vegetação e consequente maior acúmulo de biomassa na estação seca, são mais suscetíveis a ocorrência de focos de incêndios, mostrando que a vegetação, o clima e a topografia exercem significativo controle sobre os incêndios nesta região.

Os resultados obtidos neste estudo, além de permitir uma melhor compreensão da distribuição espacial dos incêndios florestais na reserva, fornecem importante ferramenta de orientação para a gestão dos incêndios na reserva do Niassa, já que considera as características da cobertura vegetal.

Apesar de vários estudos apontarem os fatores humanos como indutor de focos de incêndio, verifica-se que a vegetação é um dos principais fatores da ocorrência de incêndios na reserva do Niassa, por conta da sua sazonalidade e do acúmulo de biomassa. Entretanto, apesar da forte influência da cobertura vegetal, fatores climáticos e topográficos, assim como o efeito dos fatores humanos não devem ser ignorados.

Uma das estratégias de gestão dos incêndios seria a queimada controlada para reduzir os combustíveis e a intensidade do fogo, na qual devem ser desenvolvidas em áreas com alta suscetibilidade a incêndios florestais.

#### **Agradecimentos**

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão de bolsa de Doutorado ao primeiro autor.

## Referencias

- Allen RG, Pereira LS, Raes D, Smith M. 1998. Crop evapotranspiration -Guidelines for computing crop water requirements - FAO Irrigation and drainage paper 56., 6p., FAO.
- Anderson, LO, Aragão LEOC, Gloor M, Arai E, Adami M, Saatchi S, Malhi Y, Shimabukuro Y E, Barlow J, Berenguer E, Duarte V. 2015. Disentangling the contribution of multiple land covers to fire-mediated carbon emissions in Amazonia during the 2010 drought, *Global Biogeochem. Cycles*. 29:1739–1753. <http://doi:10.1002/2014GB005008>
- Archibald S, Roy D, Van Wilgen B, Scholes R. 2009. What limits fire? An examination of drivers of burnt area in Southern Africa. *Global Chang. Biol*. 15, 613-630.
- Archibald S, Scholes R, Roy D, Roberts G, Boschetti L. 2010. Southern African fire regimes as revealed by remote sensing. *International Journal of Wildland Fire*. 19: 861–878. <http://doi:10.1071/WF10008>.
- Achard, F., Eva, H.D., Mollicone, D., Beuchle, R., 2008. The effect of climate anomalies and human ignition factor on wildfires in Russian boreal forests. *Phil. Trans. R. Soc. B Biol.Sci*. 363, 2331–2339
- Batista AC. 2000. Mapas de risco: uma alternativa para o planejamento de controle de incêndios florestais. *Floresta* v. 30. n. 1, 45-54.
- Berjak SG, Hearne JW. 2002. An improved cellular automaton model for simulating fire in a spatially heterogeneous Savanna system. *Ecological Modelling*, 148:133–151.
- Bisquert MM, Sánchez JM, Caselles V. 2011. Fire danger estimation from MODIS enhanced vegetation index data: application to Galicia region (north-west Spain). *International Journal of Wildland Fire*. 20:465–473. <https://DOI:10.1071/WF10002>
- Bond WJ, Keeley JE. 2005. Fire as a global herbivore: the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*. 20: 387–94. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>
- CENACARTA, Centro Nacional de Cartografia e Teledeteção. 2008. Dados cartográficos de Moçambique. Accessed in 2018. [www.cenacarta.com](http://www.cenacarta.com)
- Castro R, Chuvieco E .1998. Modeling forest fire danger from geographic information systems. *Geocarto Int* 13(1):15–23. <http://doi:10.1080/10106049809354624>
- Catry FX, Rego FC, Bação FL, Moreira F. 2009. Modeling and mapping wildfire ignition risk in Portugal. *Int. J. Wildland Fire*, 18: 921–931.
- Catry FX. 2007. Modelação espacial do Risco de Ignição em Portugal continental. Dissertação de Mestrado em Ciência e Sistema de Informação Geográfica. Universidade Nova de Lisboa.
- ChangY, Zhu Z, Bu R, Chen H, Feng Y, Li Y, Hu Y, Wang Z. 2013. Predicting fire occurrence patterns with logistic regression in Heilongjiang Province, China. *Landsc. Ecol*. 28: 1989–2004. <http://DOI:10.1007/s10980-013-9935-4>

- Chang Y, He HS, Hu Y, Bu R, Li X .2008. Historic and current fire regimes in the Great Xing'an Mountains, northeastern China: implications for long-term forest management. *For Ecol Manag* 254:445–453
- Chidumayo EN. 1997. *Miombo ecology and management: An introduction*. Stockholm Environment Institute: Stockholm.
- Chidumayo EN, 1988. A Re-Assessment of Effects of Fire on Miombo Regeneration in the Zambian Copperbelt. *Journal of Tropical Ecology* . 4:361-372.
- Chuvieco E, Gonzalez I, Verdu F, Aguado I, Yebra M .2009. Prediction of fire occurrence from live fuel moisture content measurements in a Mediterranean ecosystem. *Int J Wildland Fire* 18:430–441.
- Chuvieco E, Aguado I, Jurdao S, Pettinari, ML, Yebra M, Salas J, Hantson S, De La Riva J, Ibarra P, Rodrigues M, Echeverría M, Azqueta D, Román MV, Bastarrika A, Mar-tínez S, Recondo C, Zapico E, Martínez-Vega FJ. 2012. Integrating geospatial information into fire risk assessment. *International Journal of Wildland Fire*. <http://dx.doi.org/10.1071/WF12052>
- Chuvieco E . 2003. 'Wildland Fire Danger Estimation and Mapping: the Role of Remote Sensing Data.' World Scientific Publishing Co.: River Edge, NJ.
- Costafreda-Aumedes S, Cardil A, Molina DM, Daniel SN, Mavsar R, Vega-Garcia C. 2015. Analysis of factors influencing deployment of fire suppression resources in Spain using artificial neural networks. *iForest* (early view). <http://doi:10.3832/ifor1329-008>
- Dasgupta S, Qu JJ, Hao X, Bhoi S. 2007. Evaluating remotely sensed live fuel moisture estimations for fire behavior predictions in Georgia, USA. *Remote Sens. Environ*, 108: 138–150. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.06.023>
- del Hoyo VL, Martín Isabel M, Vega MF .2011. Logistic regression models for human-caused wildfire risk estimation: analysing the effect of the spatial accuracy in fire occurrence data. *Eur J For Res* 130:983–996.
- Devisscher T, Anderson LO, Aragão LEOC, Galván L, Malhi Y .2016. Increased Wildfire Risk Driven by Climate and Development Interactions in the Bolivian Chiquitania, Southern Amazonia. *PLoS ONE* 11(9): e0161323. <https://doi:10.1371/journal.pone.0161323>
- Dolanc CR, Safford HD, Dobrowski SZ, Thorne JH. 2014. Twentieth century shifts in abundance and composition of vegetation types of the Sierra Nevada, CA, US. *Applied Vegetation Science* 17:442–455. <https://Doi:10.1111/avsc.12079>
- Eva H, Lambin EF. 1998. Burnt area mapping in central Africa using ATSR data. *International Journal of Remote Sensing*. 19(18): 3473-3497.
- Fan Q, Wang C, Zhang D, Zang S. 2017. Environmental Influences on Forest Fire Regime in the Greater Hinggan Mountains, Northeast China. *Forests*, 8, 372. <https://doi:10.3390/f8100372>
- Ferraz, SFB and Vettorazzi, CA. 1998. Mapeamento de risco de incêndios florestais por meio de sistema de informações geográficas (SIG). *Scientia Forestalis*, v.53,39-48. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.025615>

- Funk C, Peterson P, Landsfeld M, Pedreros D, Verdin J, Shukla S, Husak G, Rowland J, Harrison L, Hoell A, Michaelsen J. 2015. "The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes". *Scientific Data* 2, 150066. <https://doi.org/10.1038/sdata.2015.66>.
- Fick, S.E. and R.J. Hijmans, 2017. Worldclim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Fried JJ, Gilless k, Riley W, Moody T, de Blas C, Hayhoe K, Moritz M, Stephens S, Torn M. 2008. Predicting the effect of climate change on wildfire behavior and initial attack success. *Climatic Change* 87:251–264.
- Galán C, López R. 2003. *Sistemas de información geográfica*. Madrid: RA-MA.
- Garcia CV, Woodard P, Titus S, Adamowicz W, Lee B .1995. A logit model for predicting the daily occurrence of human caused forest-fires. *Int J Wildland Fire* 5:101–111.
- Giglio L .2015. MODIS Collection 6 Active Fire Product User’s Guide Revision A. University of Maryland, URL: [http://modis-fire.umd.edu/files/MODIS\\_C6\\_Fire\\_User\\_Guide\\_A.pdf](http://modis-fire.umd.edu/files/MODIS_C6_Fire_User_Guide_A.pdf)
- Guo FT, Su ZW, Wang GY. 2015. Prediction model human-caused fire occurrence in the boreal forest of northern China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 26 :2009-2106.
- Guo F, Zhang L, Jin S, Tigabu M, Su Z, Wang W. 2016a. Modeling anthropogenic fire occurrence in the boreal forest of China using logistic regression and random forests. *Forests*, 7: 250.
- Guo F, Su Z, Wang G, Sun L, Lin F, Liu A. 2016b. Wildfire ignition in the forests of southeast china: Identifying drivers and spatial distribution to predict wildfire likelihood. *Appl. Geogr*, 66: 12–21.
- Glenn E, Huete A, Nagler P, Nelson S. 2008. Relationship between remotely-sensed vegetation indices, canopy attributes and plant physiological processes: What vegetation indices can and cannot tell us about the landscape. *Sensors*, 8, 2136–2160.
- Gralewicz NJ, Nelson TA, Wulder, M.A., 2012. Factors in fluencing national scale wildfire susceptibility in Canada. *For. Ecol. Manag.* 265, 20–29
- Hair JF. et al. *Multivariate data analysis*. 5. ed. New Jersey: Prentice-Hall, 1998
- Hosmer D, Lemeshow S. 2000. *Applied logistic regression*. 2nd ed. New York: John Wiley.
- Hosmer DW, Hosmer T, Le Cessie S, Lemeshow S (1997) A comparison of goodness-of-fit tests for the logistic regression model. *Stat Med* 16:965–980.
- Jaiswal RK, Mukherjee S, Raju KD, Saxena R. 2002. Forest fire risk zone mapping from satellite imagery and GIS. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, v. 4, n. 1, p. 1-10.
- Jaiswal RK, Krishnamurthy J, Mukherjee S .2005. Regional study for mapping the natural resources prospect & problem zones using remote sensing and GIS. *Geocarto Int* 20(3):21–31 <https://doi.org/10.1080/10106040508542352>

- Jimenez-Valverde, A. 2012. Insights into the area under the receiver operating characteristic curve (AUC) as a discrimination measure in species distribution modeling. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 21, 498–507. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00683.x>
- Krivtsov V, Vigy O, Legg C, Curt T, Rigolot E, Lecomte I, Jappiot M, Lampin-Maillet C, Fernandes P, Pezzatti GB .2009. Fuel modelling in terrestrial ecosystems: an overview in the context of the development of an object-orientated database for wild fire analysis. *Ecol Model* 220(21):2915–2926. <https://doi:10.1016/j.ecolmodel.2009.08.019> .
- Leblon B, Garcia PAF, Oldford S, MacLean DA, Flannigan M. 2007. Using cumulative NOAA-AVHRR spectral indices for estimating fire danger codes in northern boreal forests. *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation* 9: 335–342. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2006.11.001>
- Leo-Smith, K., Balson, E.W., Abacar, A. 1997. Niassa Game Reserve. Management and Development Plan 1997–006. vols. I & II. Direção Nacional de Florestais e Fauna Bravia, Ministério da Agricultura, Maputo, 120.
- Legendre P, Legendre L .1998. Numerical ecology. Elsevier, Amsterdam
- Liu Z, Yang J, Chang Y, Weisberg PJ, He HS. 2012. Spatial patterns and drivers of fire occurrence and its future trend under climate change in a boreal forest of Northeast China. *Glob Change Biol* 18:2041–2056. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02649.x>
- Li XW, Fu GB, Zeppel MJB, Yu XB, Zhao G, Eamus D, Qiang Y .2012. Probability models of fire risk based on forest fire indices in contrasting climates over China. *J Resour Ecol* 3:105–117. <https://doi:10.5814/j.issn.1674-764x.2012.02.002> .
- Lozano FJ, Suarez-Seoane S, Kelly M, Luis E. 2008. A multi-scale approach for modeling fire occurrence probability using satellite data and classification trees: A case study in a mountainous Mediterranean region. *Remote Sens. Environ*, 112, 708–719. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.06.006>
- MODIS Active Fire Detections extracted from MCD14ML distributed by NASA FIRMS. Available on-line <https://earthdata.nasa.gov/firms>
- Maingi JK, Henry MC. 2007. Factors influencing wildfire occurrence and distribution in eastern Kentucky, USA. *International Journal of Wildland Fire* 16: 23–33.
- Millar CI, Westfall RD, Delany DL, King JC, Graumlich LJ. 2004. Response of subalpine conifers in the Sierra Nevada, California, USA, to 20th-century warming and decadal climate variability. *Arctic Antarctic and Alpine Research* 36:181–200.
- Martinez J, Vega-García C, Chuvieco. E. 2009. Human-caused wildfire risk rating for prevention planning in Spain, *J. Environ. Manage.*, 90: 1241–1252.
- Martinez-Fernandez J, Chuvieco E, Koutsias N .2013. Modelling long-term fire occurrence factors in Spain by accounting for local variations with geographically weighted regression. *Nat Hazard Earth Sys* 13:311–327. <https://doi:10.5194/nhess-13-311-2013>

- Mohammadi F, Bavaghar MP, Shabanian N. 2014. Forest fire risk zone modeling using logistic regression and GIS: an Iranian case study. *Small scale For* 13:117–125. <https://doi.org/10.1007/s11842-013-9244-4> .
- Magnussen S, Taylor SW. 2012. Prediction of daily lightning- and human-caused fires in British Columbia. *Int J Wildland Fire*. 21:342-356. [https://DOI:10.1071/WF11088](https://doi.org/10.1071/WF11088)
- Menard, S.W., 2004. Six approaches to calculating standardized logistic regression coefficients. *The American Statistician* 58. 218–223.
- Menard SW. 2010. *Logistic regression: From introductory to advanced concepts and applications*, Sage, London. 377.
- Martínez J, Veja-García C, Chuvieco E. 2009. Human-caused wildfire risk rating for prevention planning in Spain. *Journal of Environmental Management* .90. 1241-1252. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.07.005>
- McCune B, Grace JB, Urban DL .2002. *Analysis of ecological communities. MjM software design*, 28, Gleneden Beach, Oregon. ISSN 0022-0981
- Norusis, MJ. *SPSS 11.0 Guide to Data Analysis*. New jersey: Prentice Hall, 2002.
- Nhongo EJS, Fontana D, Guasselli LA, Esquerdo J. 2017. Caracterização fenológica da cobertura vegetal com base em série temporal NDVI/MODIS na reserva do Niassa – Moçambique. *Revista Brasileira de Cartografia*. No 69/6: 1175-1187.
- Oliveras I, Anderson LO, Malhi Y. 2014., Application of remote sensing to understanding fire regimes and bio- mass burning emissions of the tropical Andes, *Global Biogeochem. Cycles*, 28. 480–496. <https://doi.org/10.1002/2013GB004664> .
- Oliveira S, Oehler F, San-Miguel-Ayán J, Camia A, Pereira J. 2012. Modeling spatial patterns of fire occurrence in Mediterranean Europe using multiple regression and random forest. *For. Ecol. Manag.* 275. 117–129. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.03.003>
- Pan J, Wang W, Li J. *Nat Hazards* .2016. 81: 1879. <https://doi.org/10.1007/s11069-016-2160-0>
- Padilla M, Vega-García C .2011. On the comparative importance of fire danger rating indices and their integration with spatial and temporal variables for predicting daily human-caused fire occurrences in Spain. *Int J Wildland Fire*. p. 20:46–58.
- Parisien MA, Moritz MA. 2009. Environmental controls on the distribution of wildfire at multiple spatial scales. *Ecological Monographs* 79:127–154.
- Prestemon JP, Chas-Amil ML, Touza JM, Goodrick SL. 2012. Forecasting intentional wildfires using temporal and spatiotemporal autocorrelations. *Int. J. Wildland Fire*, 21. 743–754.
- Renard Q, Pélissier R, Ramesh BR, Kodandapani N. 2012. Environmental susceptibility model for predicting forest fire occurrence in the Western Ghats of India. *Int. J. Wildland Fire*, 21, 368–379. <https://doi.org/10.1071/WF10109>

- Ribeiro NS, Shugart HH, Washington-Allen R. 2008. The effects of fire and elephants on species composition and structure of the Niassa Reserve, northern Mozambique. *Forest Ecology and Management*. v. 225. 1626-1636. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.11.033>
- Ribeiro, N. S., Cangelá A., Chauque, A., Bandeira, R. R., and Ribeiro-Barros, A. I. 2017. Characterisation of Spatial and temporal distribution of the fire regime in Niassa National Reserve, northern Mozambique. *Int. J. Wildland Fire* 26, 1021–1029. <https://doi:10.1071/WF17085>
- Ronde C, Goldammer JG, Wade DD, Soares RV. 1990. Prescribe fire in industrial plantation. In : fire in the tropical biota. Ed. JG Goldammer. Berlin: spring-verlag. 216-278.
- Sass O, Sarcletti S. 2017. Patterns of long-term regeneration of forest fire slopes in the Northern European Alps – a logistic regression approach, *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography*, 99:1. 56-71. <https://doi.org/10.1080/04353676.2016.1263131>
- San-Miguel-Ayán J, Carlson JD, Alexander M, Tolhurst K, Morgan G, Sneeuwjagt R. 2003. Current methods to assess fire danger potential. In: Chuvieco, E. (Ed.), *Wildland Fire Danger Estimation and Mapping. The role of remote sensing data*. World Scientific, Singapore. 21–61.
- Schwartz MW, Butt N, Dolanc CR, Holguin A, Moritz MA, North MP, Safford HD, Stephenson N L, Thorne JH, van Mantgem PJ. 2015. Increasing elevation of fire in the Sierra Nevada and implications for forest change. *Ecosphere* 6(7):121. <http://dx.doi.org/10.1890/ES15-00003.1>
- Syphard AD, Radeloff VC, Keuler NS, Taylor RS, Hawbaker TJ, Stewart SI, Clayton MK. 2008. Predicting spatial patterns of fire on a southern California landscape. *Int J Wildland Fire*. 17:602-613.
- Swets JA. 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*. 240:1285-1293.
- Shlisky A, Waugh J, Gonzalez P, Gonzalez M, Manta H, Santoso H, Alvarado A, Ainuddin Nuruddin DA, Rodríguez-Trejo R, Swaty D, Schmidt M, Kaufmann R, Myers R, Alencar A, Kearns F, Johnson D, Smith J, Zollner D, Fulks W. 2007. *Fire, Ecosystems and People: Threats and Strategies for Global Biodiversity Conservation*. GFI Technical Report 2007-2. The Nature Conservancy. Arlington, VA.
- SPSS, 2005. *SPSS for Windows, V.13*. SPSS Inc. (Social Sciences Teaching and Research Statistics) SSTARS, 2003. *Multicollinearity in Logistic Regression*. Information Technology Computing Center, University of Kentucky. [http://www.uky.edu/ComputingCenter/SSTARS/Multicollinearityin\\_LogisticRegression.htm](http://www.uky.edu/ComputingCenter/SSTARS/Multicollinearityin_LogisticRegression.htm) Available at: (last accessed: June 10, 2018).
- Schroeder W, Prins E, Giglio L, Csiszar I, Schmidt C, Morisette J, Morton D. 2008, Validation of GOES and MODIS active fire detection products using ASTER and ETM+ data, *Rem. Sens. Environ.*, 112, 2711–2726. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.01.005>
- Scholes RJ, Pickett G, Ellery WN, Blackmore AC .1997. Plant functional types in African savannas and grasslands. In 'Plant functional types'. (Eds TM Smith, HH Shugart and FI Woodward). 255–268. IGBP Book Series No. 1. (Cambridge University Press: Cambridge, UK).

- Timberlake J, Golding J, Clarke P. Niassa Botanical Expedition June 2003. 2004. Prepared for Sociedade para a Gestão e Desenvolvimento da Reserva do Niassa Moçambique , Biodiversity, N. 12.
- Taylor SW, Woolford DG, Dean CB, Martell DL. 2013. Wildfire prediction to inform fire management: statistical science challenges. *Stat Sci.* 28:586-615.
- Trapnell, CG. 1959. Ecological Results of Woodland and Burning Experiments in Northern Rhodesia. *The Journal of Ecology.* Vol. 47(1): 129-168.
- Turner, JA, Lillywhite, JWW, Pieslak, Z. 1961. Forecasting for forest fire services. Technical note No.42. Geneva, Switzerland: World Meteorological Organization (WMO).
- Trollope WS, Trollope LA. 2004. Fire effects and management in Africa grasslands and savannas. range and animal sciences and resource management.
- de Vasconcelos MJP, Silva S, Tome M, Alvim M, PereiraJMC .2001. Spatial Prediction of Fire Ignition Probabilities Comparing Logistic Regression and Neural Networks. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 67 (1) 73-81.
- Wotton, B.M., Nock, C.A., Flannigan, M.D., 2010. Forest fire occurrence and climate change in Canada. *Int. J. Wildland Fire* 19, 253–271.
- Villagarcía T. 2006. “Regresión”, Curso de Metodología de Investigación Cuantitativa. Técnicas Estadísticas. CSIC.
- Yakubu I, Mireku-Gyimah D, Duker AA .2015. Review of methods for modelling forest fire risk and hazard. *African Journal Environmental Science and Technology.* 9(3):155–165.
- Ye T, Wang Y, Guo Z, Li Y .2017. Factor contribution to fire occurrence, size, and burn probability in a subtropical coniferous forest in East China. *PLoS ONE* 12(2): e0172110. doi:10.1371/ journal.pone.0172110.
- Zhang Y, Lim S, Sharples, JJ. 2016. Modelling spatial patterns of wildfire occurrence in South-Eastern Australia, *Geomatics, Natural Hazards and Risk*, 7:6, 1800-1815. <https://doi.org/10.1080/19475705.2016.1155501>
- Zhang HJ, Han XY, Dai S. 2013. Fire occurrence probability mapping of Northeast China with binary logistic regression model. *IEEE J. Sel. Top. Appl. Earth Obs. Remote Sens.* 6. 121–127.
- Zarco-Tejada PJ, Rueda CA, Ustin SL. 2003. Water content estimation in vegetation with MODIS reflectance data and model inversion methods. *Remote Sensing of Environment* .85. 109–124. [https://doi:10.1016/S0034-4257\(02\)00197-9](https://doi:10.1016/S0034-4257(02)00197-9)
- Zumbrunnen T, Pezzatti G, Menendez P, Bugmann H, Bürgi M, Conedera M. 2011. Weather and human impacts on forest fires: 100 years of fire history in two climatic regions of Switzerland. *For. Ecol. Manag.* 261, 2188–2199.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.

A técnica de agrupamento, baseada no padrão temporal de uma série de imagens sequenciais de NDVI, permitiu gerar regiões homogêneas, que representam os principais grupos vegetais da Reserva do Niassa.

Todas as regiões homogêneas da Reserva do Niassa são marcadas por forte sazonalidade, e este padrão está associado com a precipitação pluviométrica, o que tem influência sobre os incêndios florestais. As regiões homogêneas que apresentam maior variabilidade são as Florestais Decíduas e Florestais Aberta semi-decíduas.

Também foi constatado que existe um padrão fenológico típico e distinto entre as regiões homogêneas, o qual está relacionado a condições climáticas da região. Entretanto, as métricas relacionadas à senescência estão ligadas ao início dos incêndios e a produtividade total, local com maior ocorrência de incêndios florestais.

Há um padrão de distribuição dos incêndios e áreas queimadas na Reserva do Niassa influenciado pela questão espacial e temporal. A época de queimadas tem início no mês de maio e fim no mês de dezembro. O período de maior ocorrência de incêndios é de agosto-outubro, com pico no mês de setembro. Em termos espaciais, são as Florestais decíduas e as Florestais de montanha as que apresentam a maior ocorrência de incêndios, por conta da sua estrutura e de acúmulo da biomassa seca.

Verifica-se que os incêndios florestais têm uma dinâmica de migração de leste para oeste da Reserva, que é fortemente dependente do tipo de cobertura vegetal e do acúmulo de biomassa seca.

O NDVI, a temperatura do ar e a elevação são os principais fatores determinantes da ocorrência de incêndios florestais, seguidos pela precipitação pluvial, a declividade, a umidade relativa do ar e a distância de assentamentos humanos. Contudo o NDVI é o fator mais importante, pois reflete tanto a umidade contida no material combustível e sua sazonalidade, como a quantidade de material combustível (acúmulo da biomassa).

As áreas a leste da Reserva com maior altitude, maior produtividade total (maior estrutura da vegetação) e maior acúmulo de biomassa na estação chuvosa, o que na seca representa maior quantidade de material de combustão, sendo mais suscetíveis à ocorrência de focos de incêndios.

A vegetação, o clima e a topografia, portanto, exercem significativo controle sobre os incêndios nesta região.