



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Humanas
Departamento de Geografia
Programa de Pós-Graduação em Geografia

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

Detecção e análise de áreas queimadas por meio da normalização
de séries temporais MODIS na região do Jalapão.

Paulo Henrique dos Santos Silva
Dissertação de Mestrado

Brasília – DF, Dezembro 2015.



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Humanas
Departamento de Geografia
Programa de Pós-Graduação em Geografia

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

Detecção e análise de áreas queimadas por meio da normalização de séries temporais MODIS na região do Jalapão.

Paulo Henrique dos Santos Silva

Orientador: Osmar Abílio de Carvalho Júnior

Dissertação de Mestrado

Brasília – DF, Dezembro 2015



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Humanas
Departamento de Geografia
Programa de Pós-Graduação em Geografia

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA

Detecção e análise de áreas queimadas por meio da normalização de séries temporais MODIS na região do Jalapão.

Paulo Henrique dos Santos Silva

Dissertação de Mestrado submetida ao Departamento de Geografia da Universidade de Brasília, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do Grau de Mestre em Geografia, área de concentração Gestão Ambiental e Territorial, opção Acadêmica.

Aprovado por:

Prof. Dr. Osmar Abílio de Carvalho Júnior, Universidade de Brasília - UnB
(Orientador)

Prof. Dra. Carla Bernadete Madureira Cruz, Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ
(Examinador Externo)

Prof. Dr. Marcelo Brilhante de Medeiros, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA
(Examinador Externo)

Prof. Dr. Rogério Elias Soares Uagoda, Universidade de Brasília - UnB
(Suplente)

Brasília – DF, Dezembro 2015.



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Humanas
Departamento de Geografia
Programa de Pós-Graduação em Geografia

FICHA CATALOGRÁFICA

SSI586
d Silva, Paulo Henrique dos Santos
Detecção e análise de áreas queimadas por meio da normalização de séries temporais MODIS na região do Jalapão. / Paulo Henrique dos Santos Silva; orientador Osmar Abílio Carvalho Júnior. -- Brasília, 2015.
82 p.

Dissertação (Mestrado - Mestrado em Geografia) -- Universidade de Brasília, 2015.

1. Queimadas. 2. Índices espectrais. 3. MODIS. 4. Jalapão. 5. Normalização. I. Carvalho Júnior, Osmar Abílio, orient. II. Título.

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação e emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

Paulo Henrique dos Santos Silva



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Humanas
Departamento de Geografia
Programa de Pós-Graduação em Geografia

DEDICATÓRIA

Aos meus pais Raimundo e Antonia, à minha mulher Liana e ao meu filho Rafael.
Gratidão pelo amor, suporte e companheirismo.



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Humanas
Departamento de Geografia
Programa de Pós-Graduação em Geografia

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Raimundo e Antônia que contribuíram para a formação do meu caráter e me fizeram chegar até aqui.

À minha mulher Liana com quem compartilhei sonhos, entusiasmo, expectativas e frustrações e recebi apoio, incentivo e compreensão.

Aos pesquisadores Isabel Belloni Schmidt e Alexandre Bonesso Sampaio que me incentivaram a conhecer um pouco mais acerca da dinâmica das queimadas no Cerrado e me apresentaram um pedacinho do maravilhoso Jalapão.

Ao meu professor orientador Osmar Abílio de Carvalho Júnior, pelo acompanhamento e pelo aprendizado.

Aos colegas do Laboratório de Sistemas de Informações Espaciais – LSIE, Verônica Moreira Ramos, José Roberto Gonçalves de Rezende Filho, Cristiane Batista Salgado, Jonathan Vinagre, Sandro Nunes de Oliveira, Natanael Antunes Abade e Níckolas Castro Santana pela disposição, boa vontade e contribuições ao trabalho.

À Janae Lyon Million, Theodora Régula Fischli e Liana Nascimento Silva pelo auxílio com o abstract.



RESUMO

Os incêndios florestais têm sido significativos no Cerrado há milhões de anos, moldando a paisagem e seus componentes bióticos, pelo menos desde o Mioceno, há cerca de 10 milhões de anos. Mapeamentos de área queimada utilizando séries temporais de dados são importantíssimos para o entendimento dos impactos dos incêndios no ciclo do carbono e alterações climáticas. As séries temporais de imagens orbitais apresentam um alto potencial para a compreensão e monitoramento dos eventos de fogo no Cerrado. Índices espectrais têm recebido bastante atenção, devido a sua simplicidade conceitual e seu bom desempenho computacional, reduzindo o tempo de processamento e eliminando a subjetividade da interpretação visual de áreas queimadas. Este trabalho tem como objetivo comparar a detecção de áreas queimadas a partir de séries temporais normalizadas de quatro índices espectrais: NDVI, NBR, CSI e MIRBI. A área de estudo é a região onde está inserido o corredor ecológico do Jalapão, que compreende diferentes fitofisionomias do bioma Cerrado. Os dados utilizados são imagens de reflectância de superfície do sensor MODIS/Terra, produto MOD09 correspondentes à composição de oito dias. A análise considerou um período de doze anos (2001-2012), totalizando 552 imagens para cada índice espectral. O método de normalização tem por objetivo realçar as áreas queimadas entre os diferentes tipos de vegetação e evitar os erros presentes no método de diferença sazonal. A série temporal normalizada possui média igual a zero e desvio padrão igual a um. A definição dos valores limite para os índices entre as áreas queimadas e não queimada foram realizados de forma automatizada. O método compara uma classificação de referência a partir de imagens TM Landsat e os diferentes valores limites, o melhor valor limite é o que apresenta o valor mais alto para os coeficientes Kappa e Overall. As classificações dos diferentes índices espectrais testados foram submetidas à análise de acurácia. Os índices espectrais apresentaram resultados semelhantes não permitindo uma avaliação definitiva sobre qual é o melhor para o mapeamento de áreas queimadas. Pesquisas futuras devem ser realizadas utilizando um número maior de imagens na etapa de validação e análise de acurácia.

Palavras-chave: Queimadas, Índices espectrais, MODIS, Jalapão, Normalização.



ABSTRACT

Forest fires have been significant in the Cerrado for millions of years, shaping the landscape and biotic components, at least since the Miocene, about 10 million years ago. Burnt area mapping using time series data is critical for understanding the impacts fires have on the carbon cycle and climate change. The time series of satellite images have a high potential for understanding and monitoring fire events in the Cerrado. Spectral indices have received extensive attention, due to their conceptual simplicity and good computational performance, which reduce processing time and eliminate the subjectivity of visual interpretation of burned areas. This study aims to compare the detection of burnt areas by standard time series of four spectral indices: NDVI, NBR, CSI and MIRBI. The area of study is the ecological corridor of Jalapão, which comprises different vegetation types of the Cerrado biome. The data used are images of a surface reflectance MODIS/Terra sensor, MOD09 product, corresponding to an eight day composite. The analysis considered a period of twelve years (2001-2012), totaling 552 images for each spectral index. The standardization method aims to highlight the burnt areas between different types of vegetation and avoid the mistakes present in the seasonal difference method. The normalized time series has an average of zero and a standard deviation equal to one. The definition of the limit values for the indexes between burnt and unburned areas were carried out in an automated fashion. The method compares a reference classification from Landsat TM images at various limits. The best threshold value is the one with the highest value for the Kappa coefficients and Overall. The ratings of the different spectral indices underwent accuracy analysis. Because the spectral indices showed similar results, a definitive assessment about which is best for the mapping of burnt areas could not be reached. Future research should be carried out using a greater number of images at the stage of validation and accuracy analysis.

Keywords: Burning, Spectral indices, MODIS, Jalapão, Standardization.



LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1. Fórmulas dos índices espectrais utilizados para a detecção de áreas queimadas, onde R é a banda do vermelho (0,6 a 0,7 μm), NIR é a banda do infravermelho próximo (0,7 a 1,3 μm), SSWIR é a banda do infravermelho de ondas curtas (1,3 a 1,9 μm) e LSWIR é outra banda do infravermelho de ondas curtas (1,9 a 2,5 μm). | 37 |
| Tabela 2. Qualidade da classificação associada aos valores do índice Kappa (LANDIS & KOCH, 1977)..... | 42 |
| Tabela 3. Número de pixels afetados pelo fogo e área queimada em m^2 , km^2 e hectares verificados através do índice NBR. | 49 |
| Tabela 4. Número de pixels afetados pelo fogo e área queimada em m^2 , km^2 e hectares verificados através do índice CSI. | 50 |
| Tabela 5. Número de pixels afetados pelo fogo e área queimada em m^2 , km^2 e hectares verificados através do índice NDVI..... | 50 |
| Tabela 6. Número de pixels afetados pelo fogo e área queimada em m^2 , km^2 e hectares verificados através do índice MIRBI. | 51 |
| Tabela 7. Índices espectrais estudados e respectivos valores limite. Cada índice apresenta o seu valor limite. | 53 |
| Tabela 8. Valores do índice Kappa e do coeficiente Overall verificados na fase de acurácia do mapeamento. | 56 |
| Tabela 9. Correlação entre os quatro índices espectrais utilizados no mapeamento de áreas queimadas. | 56 |



LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1. Mapa de localização da Região do Jalapão contendo as áreas de preservação do Governo do Tocantins (Área de Proteção Ambiental do Jalapão e o Parque Estadual do Jalapão) e Governo Federal (Estação Ecológica da Serra Geral do Tocantins, o Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba, e a Área de Proteção Ambiental da Serra da Tabatinga). | 31 |
| Figura 2. <i>Tiles</i> h13v9 e h13v10 utilizados na obtenção da série temporal de dados MODIS. | 34 |
| Figura 3. <i>Tiles</i> h13v09 (x) e h13v10 (y) utilizados na obtenção da série temporal de dados MODIS e mosaico dos <i>tiles</i> (z). | 35 |
| Figura 4. Cubo temporal de imagens MODIS. | 36 |
| Figura 5. Fluxograma demonstrando a sequência de procedimentos adotados na metodologia. | 43 |
| Figura 6. Procedimentos para a reconstrução de uma série temporal NBR-MODIS utilizando os filtros de mediana e Savitzky-Golay. (A) Curva original NBR-MODIS, curva após a aplicação do filtro de mediana e do filtro S-G. (B) Tratamento dos ruídos de impulso da curva original NBR-MODIS da série temporal com os valores anormais substituídos por valores interpolados linearmente. (C) Curva da série temporal NBR-MODIS após a segunda filtragem pelo método SG (tamanho da janela 11). | 45 |
| Figura 7. Comparação das curvas temporais NBR-MODIS de uma fisionomia campestre (curva verde) e uma fisionomia florestal (curva vermelha) antes e após a normalização. A série temporal normalizada homogênea e destaca os eventos de fogo em diferentes tipos de vegetação. | 46 |
| Figura 8. Comparação entre as imagens dos índices espectrais e as suas respectivas normalizadas. Os valores de MIRBI foram invertidos para facilitar a comparação. O ponto vermelho demonstra uma área escura nos índices e que após a normalização evidenciam que não se trata de queimadas. Todas as imagens são relativas ao dia 289/2009 do calendário Juliano. | 48 |
| Figura 9. Comparação do total de área queimada em hectares durante os doze anos estudados. | 51 |
| Figura 10. Comparação do total de área queimada em hectares durante os doze anos estudados e somatório geral de área queimada em hectares para cada um dos quatro índices estudados. | 52 |
| Figura 11. Identificação do valor limite para a detecção de área queimada na série temporal normalizada para o índice NBR onde: (A) Índice Kappa, (B) Overall e (C) Sensibilidade – Especificidade. | 53 |
| Figura 12. Assinatura temporal nMIRBI (considerando os dados invertidos) para o período de 12 anos (2001-2012) enfatizando algumas imagens normalizadas. O ponto | |



vermelho nas imagens demarca a localização da curva de tempo. As imagens da parte superior correspondem ao período em que não houve queimadas. Enquanto as imagens na parte inferior salientam eventos de queimadas, durante o período analisado..... 54

Figura 13. Assinatura temporal nNDVI para o período de 12 anos (2001-2012) enfatizando algumas imagens normalizadas. O ponto vermelho nas imagens demarca a localização da curva de tempo. As imagens da parte superior correspondem ao período em que não houve queimadas. Enquanto as imagens na parte inferior salientam eventos de queimadas, durante o período analisado..... 55

Figura 14. Máscaras de fogo dos quatro índices estudados referentes ao dia 193/2005 no calendário Juliano. 57

Figura 15. Máscaras de fogo dos quatro índices estudados referentes ao dia 193/2001 no calendário Juliano. 58



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Humanas
Departamento de Geografia
Programa de Pós-Graduação em Geografia

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AVHRR – Advanced Very High Resolution Radiometer
CSI – Char Soil Index
EOS – Earth Observation System
EOSDIS - Earth Observation System Data Information System
FAO – Food and Agriculture Organization
IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change
LSWIR – Longer Short Wave Infrared
MID – Mid Infrared
MIRBI – Mid Infrared Burn Index
MMA – Ministério do Meio Ambiente
MODIS – Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
NASA – National Aeronautics and Space Administration
NBR – Normalized Burn Ratio
NDVI – Normalized Difference Vegetation Index
NIR – Near Infrared
NOAA – National Oceanic and Atmospheric Administration
RMS – Root Mean Square Error
S-G – Savitzky-Golay
SWIR – Short Wave Infrared
TIR – Thermal Infrared
TM – Thematic Mapper



SUMÁRIO

| | |
|--|------|
| RESUMO | vii |
| ABSTRACT | viii |
| LISTA DE TABELAS | ix |
| LISTA DE FIGURAS | x |
| LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS | xii |
| 1. INTRODUÇÃO | 15 |
| 2. REVISÃO TEÓRICA | 20 |
| 2.1. O FOGO NO CERRADO | 20 |
| 2.2. APLICAÇÃO DO SENSORIAMENTO REMOTO NO MONITORAMENTO DE INCÊNDIOS FLORESTAIS | 22 |
| 2.3. MONITORAMENTO DE QUEIMADAS NO BRASIL UTILIZANDO SENSORIAMENTO REMOTO | 24 |
| 2.4. COMPORTAMENTO ESPECTRAL DE ÁREAS QUEIMADAS | 25 |
| 2.5. SÉRIES TEMPORAIS DE DADOS DE SENSORES REMOTOS | 27 |
| 3. ÁREA DE ESTUDO | 30 |
| 4. MATERIAIS E MÉTODOS | 33 |
| 4.1. IMAGENS DO SENSOR MODIS | 33 |
| 4.2. ÍNDICES ESPECTRAIS | 37 |
| 4.3. TRATAMENTO DE RUÍDOS DE SÉRIES TEMPORAIS | 38 |
| 4.4. IMAGENS NORMALIZADAS E DETECÇÃO DE ÁREAS QUEIMADAS | 40 |
| 4.5. ANÁLISE DE ACURÁCIA | 42 |
| 5. RESULTADOS | 44 |



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Humanas
Departamento de Geografia
Programa de Pós-Graduação em Geografia

| | |
|--|----|
| 5.1. RESULTADOS DA FILTRAGEM DAS SÉRIES TEMPORAIS..... | 44 |
| 5.2. RESULTADOS DOS ÍNDICES ESPECTRAIS E DAS IMAGENS NORMALIZADAS PELO Z-SCORE..... | 45 |
| 5.3. RESULTADOS DO VALOR LIMITE PARA DETECÇÃO DE ÁREAS QUEIMADAS UTILIZANDO IMAGENS NORMALIZADAS PELO Z-SCORE..... | 49 |
| 5.4. RESULTADOS DA ANÁLISE DE ACURÁCIA..... | 55 |
| 6. DISCUSSÃO | 59 |
| 7. CONCLUSÕES | 64 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 65 |

1. INTRODUÇÃO

Durante milhões de anos o fogo tem sido, e continua a ser, um dos principais fatores que molda a vida na Terra, influenciando padrões e processos ambientais globais, tais como a distribuição e estrutura da vegetação, o ciclo do carbono e o clima (WHITLOCK *et al.*, 2003; BOND *et al.*, 2005; HARDESTY *et al.*, 2005; BOWMAN *et al.*, 2009; MALMSTRÖM, 2010). Embora os seres humanos e o fogo coexistam há bastante tempo, a nossa capacidade de gerir o fogo permanece deficiente e pode tornar-se mais difícil no futuro, com as mudanças climáticas. No entanto, este risco é de difícil avaliação, porque os incêndios ainda são pouco representados em modelos globais (BOWMAN *et al.*, 2009). Ao longo da última década, um aumento na incidência de grandes incêndios descontrolados tem ocorrido em todos os continentes, independentemente da capacidade de combate a incêndios ou táticas de gerenciamento (PAGE *et al.*, 2002; WESTERLING *et al.*, 2006; LOHMAN *et al.*, 2007; FORSYTH *et al.*, 2008). Há uma crescente concordância da comunidade científica dos efeitos deletérios de tais queimadas descontroladas sobre a biodiversidade, a saúde humana e a economia (LOHMAN *et al.*, 2007).

Os ecossistemas mundiais são classificados conforme o grau de associações com o fogo, como: independentes de fogo, dependentes de fogo e sensíveis a fogo (HARDESTY *et al.*, 2005). Ecossistemas dependentes de fogo são aqueles que o fogo é essencial e as espécies evoluíram com adaptações para responder positivamente ao fogo. Em geral, são denominados ecossistemas pirofíticos, adaptados ao fogo ou mantidos pela ação do fogo. Na análise de áreas geográficas, aproximadamente 46% das ecorregiões prioritárias do mundo são dominadas por ecossistemas dependentes de fogo, incluindo-se a região do Cerrado (FURLEY, 1999; HARDESTY *et al.*, 2005).

O Cerrado é a maior savana neotropical do mundo, ocupando 21% do território nacional (originalmente 2,5 milhões de quilômetros quadrados), que é superado em área apenas pelo bioma Amazônico no território brasileiro (RATTER, 1997; KLINK &

MACHADO, 2005; MIRANDA *et al.*, 2009). Além disso, esse bioma é um importante hotspot de biodiversidade (MYERS *et al.*, 2000; JEPSON, 2005; KLINK & MACHADO, 2005), fazendo parte de uma “diagonal de formações abertas” (VANZOLINI, 1963) que divide duas grandes florestas tropicais: a Amazônia ao norte e a Mata Atlântica a sudeste. Ao longo desta diagonal, o Cerrado é limitado pela Caatinga (uma região nuclear de floresta tropical sazonalmente seca) a nordeste e pelo Chaco ao sudoeste (WERNECK *et al.*, 2011). Em uma ampla escala biogeográfica, faz parte de uma grande disjunção de savanas localizadas ao norte (Llanos, Gran Sabana, Roraima, Paru, Monte Alegre, Amapá e Marajó) e ao sul (Cerrado) da Floresta Amazônica (WERNECK *et al.*, 2012). O bioma Cerrado é formado por conjunto de ecossistemas campestres, savânicos e florestais (savanas, matas, campos e matas de galeria) que ocorrem no Brasil Central (EITEN, 1977; PIVELLO & COUTINHO, 1996; FURLEY, 1999; RUGGIERO *et al.*, 2006). Savanas tropicais são os biomas mais propensos ao fogo em todo o globo e as maiores fontes de emissões atmosféricas de biomassa queimada (PEREIRA, 2003; BOND & KEELEY, 2005; BOWMAN *et al.*, 2009; PIVELLO, 2011).

A magnitude e a importância de impactos ecológicos devido ao fogo nas savanas tropicais justificam a necessidade de monitoramentos dos padrões espaço-temporais da ocorrência de incêndios. Devido à extensão das áreas afetadas, o sensoriamento remoto se torna uma importante ferramenta para o mapeamento de queimadas nas savanas tropicais (DWYER *et al.*, 2000; PEREIRA, 2003; WAGTENDONK *et al.*, 2004; BOWMAN, 2005; ROY *et al.*, 2006; WEY *et al.*, 2013). O sensor Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) a bordo dos satélites Terra e Aqua, tem sido amplamente utilizado no mapeamento de áreas queimadas (MARTÍN *et al.*, 2006; GIGLIO *et al.*, 2009). O sensor MODIS tem a vantagem de combinar resolução espacial (250, 500 e 1000 m), espectral (comprimento de onda visível, NIR, SWIR e TIR) e temporal (duas imagens diárias combinando os satélites Terra e Aqua) com escala regional e global para mapeamentos da superfície terrestre. Outra vantagem do sensor MODIS é a acurácia na geolocalização das imagens e o acesso livre através da National Aeronautics and Space Administration (BASTARRIKA *et al.*, 2011).

Mapeamentos de área queimada utilizando séries temporais são importantíssimos para o entendimento dos impactos dos incêndios no ciclo do carbono e alterações climáticas. Infelizmente dados de incêndios florestais são coletados em campo de maneira tradicional se tornando difíceis de coletar e manipular em grandes

áreas. O desenvolvimento de técnicas de sensoriamento remoto permite um aumento na eficiência do mapeamento de áreas queimadas (DUBININ *et al.*, 2010).

O método mais utilizado para a detecção de áreas queimadas a partir de imagens bi temporais combina duas operações algébricas: (a) cálculo do índice espectral e (b) diferença sazonal considerando as imagens dos índices pré e pós-queimada. Esta metodologia tem sido transferida para as imagens de séries temporais. No entanto, o aumento da relação sinal/ruído tem provocado à proposição de aperfeiçoamentos metodológicos (LOBODA *et al.*, 2007; VERAVERBEKE *et al.*, 2010; DE CARVALHO JÚNIOR *et al.*, 2015)

Os índices espectrais têm recebido bastante atenção, devido a sua simplicidade conceitual e ao seu bom desempenho computacional, que reduz o tempo de processamento e elimina a subjetividade da interpretação visual de áreas queimadas (VERAVERBEKE *et al.*, 2011). Diferentes índices espectrais têm sido testados e propostos para detectar a presença de áreas queimadas nos distintos ecossistemas. Nesta abordagem têm sido amplamente utilizados índices de vegetação baseados na feição de absorção da clorofila, principalmente o Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) e seus melhoramentos, tais como: Global Environmental Monitoring Index (GEMI) (PINTY & VERSTRAETE, 1992) e (Atmosphere Resistant Vegetation Index (ARVI) (KAUFMAN & TANRÉ, 1992) para minimizar os efeitos atmosféricos; Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI) (HUETE, 1988), Modified Soil Adjusted Vegetation Index (QI *et al.*, 1994) e Soil Adjusted Vegetation Index Thermal (SMITH *et al.*, 2007) para reduzir os efeitos de solo; Enhanced Vegetation Index (EVI) (HUETE *et al.*, 2002) ajuste para regiões com vegetação de alta biomassa.

Além dos índices de vegetação, índices específicos para a detecção de áreas queimadas foram propostos, tais como: Burned Area Index (BAI) (MARTÍN, 1998), e Normalized Burned Ratio (NBR) (KEY e BENSON, 1999), Char Soil Index (CSI) (SMITH *et al.*, 2007), e Mid Infrared Burn Index (MIRBI) (TRIGG e FLASSE, 2001). Dentre os índices descritos, o NBR e a sua respectiva diferença pré e pós-fogo (dNBR) são os mais utilizados. No entanto, algumas proposições foram feitas visando ajustar algumas deficiências do índice dNBR, tais como: relative dNBR (RdNBR) (MILLER *et al.*, 2007) e Relativized Burn Ratio (RBR) (PARKS *et al.*, 2014).

O procedimento de diferença de imagens bi temporais (pré e pós-fogo) é amplamente utilizada, estendendo-se para todos os índices citados. Normalmente, as análises baseados em dados discretos no tempo (duas imagens) permite uma escolha

detalhada das imagens de pré-fogo que melhor enfatiza as feições de áreas queimadas. No entanto, a diferença sazonal aplicada a séries temporais longas (contendo centenas de imagens) utiliza algoritmos que calcula a diferença entre imagens em intervalos pré-definidos, o que não possibilita uma seleção detalhada das imagens e aumenta a susceptibilidade de erros (LOBODA *et al.*, 2007; DE CARVALHO JÚNIOR, 2015). Portanto, quedas acentuadas das diferenças sazonais de um índice espectral podem ocorrer ao longo da série temporal sem ter correlação aos eventos fogo. Um erro comum na diferença sazonal é a alteração da vegetação devido às variações climáticas, principalmente em ambientes semiáridos. No Cerrado, a precipitação é determinante nas respostas da vegetação que muda em curto intervalo de tempo devido ao estímulo ao crescimento de folhas e floração das plantas (FRANCO *et al.*, 2005). Portanto, alguma variação do início ou final da estação chuvosa muda os valores da diferença sazonal devido ao descompasso entre as respostas da vegetação entre os dois anos consecutivos (DE CARVALHO JÚNIOR *et al.*, 2015).

Com o propósito de salientar as feições de queimadas e evitar os erros presentes na diferença sazonal, De Carvalho Júnior *et al.*, (2015) propuseram dois novos procedimentos: (a) desvio fenológico pelo valor médio interanual e (b) séries temporais normalizadas pelo z-score. A comparação entre os métodos de diferença sazonal, desvio fenológico por valores de média interanual e imagens normalizadas por z-score sobre séries temporais NBR evidenciou uma evidente superioridade das imagens normalizadas por z-score para a detecção das áreas queimadas (DE CARVALHO JÚNIOR *et al.*, 2015). No entanto, nenhuma pesquisa ainda foi realizada comparando as imagens normalizadas a partir de diferentes índices espectrais. O Corredor Ecológico da Região do Jalapão, localizado na porção setentrional do Brasil Central, abriga as maiores unidades de conservação do bioma. A pressão sobre a região em termos de desmatamentos, queimadas e incêndios florestais vem crescendo ao longo dos últimos anos. Durante o severo período de seca em 2010, foram registrados, na área de abrangência do Corredor Ecológico, aproximadamente 60% de todos os focos de incêndios e queimadas do Cerrado. A localização remota e as precárias condições de operação das brigadas de incêndios nos municípios e nas unidades de conservação comprometeram o combate efetivo dos incêndios e queimadas. O Plano Nacional de Mudanças Climáticas e o Plano de Ação para Prevenção e Controle de Desmatamentos e das Queimadas no Cerrado (PPCerrado) preveem a redução em 40%, até 2020, das emissões de CO₂ oriundas de mudanças de uso da terra e florestas no Cerrado. No

entanto, o efeito combinado de desmatamentos, incêndios e queimadas na geração das emissões de gases de efeito estufa ainda é pouco conhecido. Ambos constituem bases imprescindíveis para a apuração da importância climática do Cerrado e o alcance das metas climáticas brasileiras (IBAMA, 2013).

O objetivo desse trabalho é discriminar as áreas queimadas ao longo de doze anos (2001 – 2012) na região do Jalapão, com importantes áreas de conservação do Cerrado, a partir de imagens de índices espectrais MODIS normalizadas pelo método z-score. Na presente pesquisa serão avaliados quatro índices espectrais (NDVI, NBR, CSI e MIRBI) com objetivo de estabelecer as potencialidades e limitações entre os métodos.

2. REVISÃO TEÓRICA

2.1. O FOGO NO CERRADO

O Cerrado é uma região ecologicamente heterogênea dominada por savanas, mas também contém diversos tipos de florestas e comunidades xerófitas, que muitas vezes formam mosaicos com as savanas. Esta heterogeneidade é decorrente da profundidade do solo, fertilidade, capacidade de retenção de água, topografia e interferências antropogênicas, tais como: queimadas, cortes seletivos ou pastoreio (FURLEY, 1999; RUGGIERO *et al.*, 2006). A elevada biodiversidade do Cerrado está seriamente ameaçada pela acelerada conversão para a agricultura e pela falta de áreas protegidas. Em relação à área original (2,5 milhões km²) restam entre 44% (KLINK & MACHADO, 2005; BEUCHLE *et al.*, 2015) e 51,11% (MMA, 2011) apenas.

O clima dessa região é estacional com um período chuvoso, que dura de outubro a março, seguido por um período seco, de abril a setembro. A precipitação média anual é de 1.500 mm e as temperaturas são geralmente amenas ao longo do ano, entre 22°C e 27°C em média (KLINK & MACHADO, 2005). Durante a estação chuvosa há uma alta produção de biomassa que desidrata durante a estação seca favorecendo a ocorrência de incêndios (KEELEY & RUNDEL, 2005; SIMON *et al.*, 2009).

Os incêndios florestais têm sido significativos no Cerrado há milhões de anos, moldando a paisagem e seus componentes bióticos, pelo menos desde o Mioceno, há cerca de 10 milhões de anos (KEELEY & RUNDEL, 2005; BEERLING & OSBORNE, 2006; SIMON *et al.*, 2009). Assim, o fogo é um elemento comum no Cerrado, especialmente nas fisionomias mais abertas que apresentam uma camada herbácea bem desenvolvida. Diversas espécies de plantas apresentam adaptações morfológicas ao fogo como cascas grossas e órgãos subterrâneos como rizomas e xilopódios (MIRANDA *et al.*, 2009; SIMON *et al.*, 2009). Estudos paleoecológicos mostram uma resiliência da vegetação, que tem sido queimada por milhares de anos (SALGADO-LABOURIAU,

2005). Portanto, o fogo é um dos fatores determinantes da forma vegetacional do Cerrado, juntamente com a sazonalidade de chuvas e os solos pobres em nutrientes (CHRISTIN *et al.*, 2008; MIRANDA *et al.*, 2009; SIMON *et al.*, 2009).

Entretanto, os seres humanos mudam a natureza dos incêndios florestais alterando a frequência e a intensidade de fogo (PYNE, 2001; HARDESTY *et al.*, 2005). Estudos linguísticos revelaram um rico vocabulário de palavras "fogo" em tribos do Cerrado, como os Kayapó e os Xavantes (MISTRY *et al.*, 2005). Pesquisas antropológicas indicam que populações indígenas que habitavam os Cerrados faziam uso do fogo para manejo, proteção, produção de energia, sinalização e rituais religiosos (NIMUENDAJÚ, 1983; MAYBURY-LEWIS, 1984; ANDERSON & POSEY, 1985, 1989; HECHT & POSEY, 1989; BALÉE, 1994; HARDESTY *et al.*, 2005; MISTRY *et al.*, 2005; PIVELLO, 2006, 2011; MELO, 2007; HECHT, 2009; SILVA, 2009). Parte do conhecimento indígena de manejo do fogo foi transmitida a agricultores e pecuaristas. Na busca de maximizar os benefícios do fogo, os agricultores iniciaram um manejo mais intenso resultando no aumento da frequência e extensão das áreas queimadas, ocasionando a degradação do ambiente através do esgotamento das terras, erosão, remoção do estrato arbóreo, extermínio de espécies nativas e invasão de espécies ruderais (COUTINHO, 1982; RAMOS-NETO & PIVELLO, 2000; PIVELLO, 2006, 2011; FIDELIS & PIVELLO, 2011).

Muito pouco se conhece a respeito da frequência natural de queimadas no Cerrado. Estudos sugerem que o intervalo de retorno do fogo no Cerrado varia de 1 a 4 anos (EITEN, 1972; COUTINHO, 1990; MISTRY, 1998; MIRANDA *et al.*, 2009; PEREIRA JÚNIOR *et al.*, 2014) A substituição da vegetação nativa pela agricultura mecanizada de gramíneas exóticas para formação de pastos com alta produtividade tem alterado o regime natural de fogo, que ocorre principalmente na estação seca (EITEN, 1972; MIRANDA *et al.*, 2009). Durante os meses da estação seca, o fogo ainda continua a ser utilizado para a abertura e a limpeza de extensas áreas para o cultivo de grãos (ALHO & MARTINS, 1995) e para o manejo de pastagens naturais ou plantadas (COUTINHO, 1990; MIRANDA, 2009).

A elevada frequência de queimadas tende a tornar a vegetação do Cerrado mais aberta e dominada por gramíneas, a maioria das árvores jovens é morta pelo fogo e o estrato herbáceo é favorecido por deposição de cinzas que traz nutrientes para o solo superficial (COUTINHO, 1990; PIVELLO & COUTINHO, 1992; KAUFFMAN *et al.*, 1994; KEELEY & RUNDEL, 2005). A estrutura da vegetação se modifica pela alta

mortalidade da camada lenhosa, alta taxa de destruição de meristemas, redução no número de plântulas estabelecidas, e desenvolvimento da vegetação herbácea (MOREIRA, 2000; HENRIQUES, 2005; FELFILI *et al.*, 2005; MIRANDA *et al.*, 2009). Além disso, a maior frequência de incêndios altera o funcionamento de serviços ecológicos, tais como: ciclagem de nutrientes, recarga dos aquíferos, fluxo das águas, fluxo de carbono, dentre muitos outros, comprometendo a qualidade de vida das populações e a sustentabilidade das atividades econômicas e sociais da região (FELFILI *et al.*, 2005; MIRANDA *et al.*, 2009). Estudos de longo prazo são raros e são muito importantes para entender o papel do fogo na manutenção da diversidade biológica do Cerrado, bem como para recomendações de conservação e práticas de manejo (MIRANDA *et al.*, 2009).

2.2. APLICAÇÃO DO SENSORIAMENTO REMOTO NO MONITORAMENTO DE INCÊNDIOS FLORESTAIS

Apesar de dados incompletos e inconsistentes, estima-se que 350 milhões de hectares queimam a cada ano (HARDESTY *et al.*, 2005; FAO, 2009). Até 90% dos incêndios florestais são causados por atividades humanas, tais como: desmatamentos (especialmente para a agricultura itinerante, outras atividades agrícolas, e para a manutenção de pastagens para o manejo do gado), extração de produtos florestais não madeireiros, desenvolvimento industrial, reassentamentos, caça, negligência e incêndios criminosos (ANDERSEN *et al.*, 1998; HARDESTY *et al.*, 2005; FENSHAM *et al.*, 2005; FAO, 2009; MIRANDA *et al.*, 2009; FAO, 2010).

Dados de sensoriamento remoto são utilizados para mapeamento e monitoramento de queimadas por três décadas (ROY *et al.*, 2008), considerando a identificação de focos ativos de incêndios, áreas queimadas, emissão de aerossóis e produção de gases traço (FRASER *et al.*, 2000; GIGLIO *et al.*, 2006; SETZER *et al.*, 2007; ROY *et al.*, 2008). Análises regionais por sensores de média resolução evidenciam as potencialidades de discriminação de áreas afetadas pelo fogo (SMITH & WOODGATE, 1985; FURYAEV & ZLOBINA, 1985; MILNE, 1986; CHUVIECO & CONGALTON, 1988). Os primeiros estudos orientados para avaliações continentais de área queimada foram baseados em imagens NOAA – AVHRR, (BARBOSA *et al.*, 1999; DWYER *et al.*, 2000). Atualmente, diferentes sensores e sistemas são utilizados para o mapeamento de focos de calor e áreas queimadas.

A detecção de focos de calor é baseada na aferição da radiação eletromagnética emitida pelas altas temperaturas atingidas nos incêndios florestais. No entanto, esse tipo de identificação somente é possível quando há coincidência entre a ocorrência do incêndio e o momento da passagem do sensor, necessitando de uma cobertura diária das áreas estudadas (MARTÍN & CHUVIECO, 1995; DWYER *et al.*, 2000). Assim, a limitação na cobertura temporal contribui para o aumento dos erros de omissão na quantificação dos incêndios (LENTILE *et al.*, 2006). Além disso, a detecção de focos ativos não permite a quantificação da área afetada pelos incêndios detectados (ROY *et al.*, 2005; GIGLIO *et al.*, 2009). Entretanto, fornece informações a respeito do local e do momento da ocorrência do fogo, permitindo extrapolações para a identificação de padrões espaciais e regimes temporais dos eventos de incêndio (PEREIRA, 2003; OOM & PEREIRA, 2013).

A segunda abordagem refere-se à caracterização espectral de áreas queimadas, possibilitando obter perímetro, área e estimativa de danos causados por incêndios florestais. Um aspecto essencial do problema é reconhecer que existem dois tipos de alterações pós-fogo bastante diferentes: a deposição de cinzas e carvão e a alteração na estrutura da vegetação. A primeira é uma consequência bastante singular da combustão da vegetação, mas tem uma duração relativamente curta e tende a ser quase completamente apagada pelo vento e precipitação em poucas semanas ou meses após o incêndio. A mudança estrutural da vegetação pelo fogo é mais prolongada, embora sua persistência possa variar de 2 a 3 semanas em pastagens tropicais e ecossistemas campestres, mas vários anos em ecossistemas florestais. No entanto pode ser confundida com outros fatores, tais como: desmatamento, pastagens, ação do vento, estresse hídrico e ações de insetos ou patógenos (PEREIRA *et al.*, 1999; FRASER *et al.*, 2000; ROY *et al.*, 2002; GIGLIO *et al.*, 2006; BASTARRIKA *et al.*, 2011). Desta forma, a probabilidade de obter imagens de focos ativos é menor do que as de áreas queimadas. Além disso, a deposição de cinzas e carvão é a única evidência irrefutável da ocorrência de um incêndio, visto que, os demais efeitos podem ser causados por outros fatores que não o fogo como corte florestal, pastagem, efeitos do vento, stress hídrico ou a ação de insetos e patógenos (ROBINSON, 1991; PEREIRA *et al.*, 1997).

A determinação de áreas queimada possibilita estimar a quantidade de biomassa queimada e, conseqüentemente, a emissão de gases. A precisão destas estimativas dependerá principalmente do tipo de imagem e também do método utilizado (EVA & LAMBIN, 1998a; ISAEV *et al.*, 2002; ZHANG *et al.*, 2003; PEREIRA, 2003; GÓMEZ

& MARTÍN, 2008). Além disso, a análise espectral das áreas queimadas possibilita estimar o grau de severidade dos incêndios (ESCUIN *et al.*, 2008; MILLER & THODE, 2007). Avaliações da severidade de fogo e área queimada são importantes fatores para estimar emissões pirogênicas, intervalos de retorno do fogo, impactos do fogo nos ecossistemas terrestres e respaldar estratégias de manejo integral do fogo (PEREIRA, 2003; EIDENSHINK *et al.*, 2007; ALLEN & SORBEL, 2008; FAO, 2009; DUNCAN *et al.*, 2009; MILLER *et al.*, 2012; VERAVERBEKE *et al.*, 2011, 2012; BARRETT & KASISCHKE, 2013). A dimensão espaço-temporal dos dados de sensoriamento remoto combinado com a análise estatística de séries temporais possibilita o desenvolvimento de aplicações robustas para o monitoramento e previsão ambiental (HUESCA *et al.*, 2014).

2.3. MONITORAMENTO DE QUEIMADAS NO BRASIL UTILIZANDO SENSORIAMENTO REMOTO

O uso do fogo com finalidades agrícolas e pecuárias no Brasil é muito comum. Estima-se que anualmente um terço de toda a área ocupada do país seja queimada (SETZER *et al.*, 1992). O desenvolvimento do sensoriamento remoto aplicado aos incêndios florestais no Brasil originou-se com um trabalho do INPE realizado na Amazônia com o apoio da NASA, em julho de 1985 (ANDREA *et al.*, 1988; PEREIRA *et al.*, 2004). Naquela ocasião imagens do satélite NOAA-9 possibilitaram a detecção de fumaça e focos de queimada através da informação contida nos espectros termais na faixa 3,55 μm a 3,93 μm (SETZER, 1992). As imagens AVHRR foram então consideradas adequadas para o monitoramento diário de queimadas. Os resultados foram apresentados em 1986 ao Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF), que, em 1989 passou a integrar o Instituto Brasileiro de meio Ambiente e Recursos Renováveis (IBAMA). Como resultado foi elaborado pelo IBDF e pelo INPE o projeto SEQE, que em 1987 utilizou imagens do satélite NOAA-9 para detecção de queimadas (SETZER *et al.*, 1992).

Enquanto ocorria o desenvolvimento dos trabalhos pelo IBDF e posteriormente pelo IBAMA, a Secretaria de Estado de Meio Ambiente de São Paulo através da Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental – CETESB, passou a utilizar de maneira independente as imagens AVHRR em seu programa de combate a queimadas, “Operação Mata Fogo” (SETZER *et al.*, 1992).

Com relação ao Cerrado a primeira estimativa de área queimada abrangendo esse bioma foi realizada pela primeira vez por Pereira Jr. e Setzer (1996) utilizando dados do AVHRR/NOAA-11 e TM/Landsat. Posteriormente foram desenvolvidos métodos para mapear e estimar a área de cicatrizes de queimadas em mosaicos de imagens AVHRR/NOAA-14 (FRANÇA, 2000) e modificações foram feitas a partir do AVHRR/NOAA-15.

A detecção de queimadas na vegetação brasileira é atualmente monitorada por meio de plataformas NOAA, GOES, CBERS e MODIS. A nova geração de sensores e plataformas orbitais, sobretudo o MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) a bordo das plataformas Terra e Aqua, lançadas em 1999 e 2002 respectivamente substituiu com vantagens os dados do AVHRR para o mapeamento de áreas queimadas, devido a sua característica multiespectral com 36 canais, com resolução espacial de 250 m (canais 1 e 2), 500 m (canais 3 a 7) e 1 km (canais 8 a 36). A resolução temporal do MODIS também é adequada para o mapeamento das cicatrizes de queimadas (PEREIRA et al.; 2004).

2.4. COMPORTAMENTO ESPECTRAL DE ÁREAS QUEIMADAS

A caracterização espectral de áreas queimadas está diretamente relacionada às alterações observadas após a ação do fogo e pode ser considerada como o ponto de partida para a pesquisa de sensoriamento remoto de áreas queimadas (CHUVIECO & CONGALTON, 1988). Dentre essas alterações é possível citar os seguintes fatores: remoção ou redução da vegetação, alterações em sua estrutura, deposição de cinzas e carvão, exposição do substrato e rebrota da vegetação (ROY *et al.*, 2002; PEREIRA *et al.*, 1997; EPTING *et al.*, 2005; BOSCHETTI *et al.*, 2010).

As cinzas e o carvão são elementos provenientes de diferentes regimes de fogo. As cinzas, material de coloração branco-acinzentada, predominantemente mineral resultam da combustão completa da biomassa disponível, sendo observadas em regimes de fogo mais intensos, onde são atingidas temperaturas mais elevadas. O carvão é um resíduo constituído predominantemente por combustíveis carbonizados possui coloração mais escura e resulta da combustão incompleta, verificada em regimes de fogo menos intensos, onde são atingidas temperaturas menores (STRONACH & McNAUGHTON, 1989; PEREIRA *et al.*, 1997; SMITH & HUDAK, 2005).

Apesar de cinzas e carvão serem observados em conjunto, geralmente as cinzas apresentam distribuição espacial desigual e descontínua (ROY *et al.*, 2010), limitando a sua identificação por meio do sensoriamento remoto (SMITH *et al.*, 2010). Por outro lado, o carvão pode ser encontrado sob a forma de coberturas contínuas (ROY *et al.*, 2010), favorecendo sua identificação. Diante disso, o comportamento espectral do carvão tem servido de base para diversas metodologias destinadas à identificação de áreas queimadas.

O comportamento espectral do carvão é caracterizado por baixos valores de refletância em toda a faixa óptica do espectro eletromagnético, apresentando valores mais baixos na região do visível e um pequeno aumento em direção ao infravermelho de ondas curtas. No entanto, imagens de sensoriamento remoto referentes a áreas afetadas por incêndios florestais, nem sempre apresentam pixels puros compostos apenas pelo carvão, principalmente quando tais imagens apresentam baixa resolução espacial. É comum que tais pixels sejam formados por misturas envolvendo além do carvão, vegetação seca, exposição do substrato (solo ou rocha), parcelas de vegetação não queimada, dentre outros tipos de cobertura (EVA & LAMBIN, 1998; SMITH *et al.*, 2010; VERAVERBEKE *et al.*, 2012).

Além da influência da mistura de elementos, o comportamento espectral de áreas queimadas também é fortemente influenciado por alterações observadas com o aumento do tempo decorrido desde o incêndio. Em uma área recentemente afetada pelo fogo, espera-se um cenário caracterizado pelo acúmulo de cinzas e carvão provenientes da queima da vegetação, porém, com o tempo, este material tende a ser removido pelo vento ou pela chuva (TRIGG & FLASSE, 2000; GIGLIO *et al.*, 2009), aumentando a exposição do substrato da região e, contribuindo para que o comportamento espectral da área queimada se diferencie cada vez mais do comportamento típico do carvão. Além disso, o início do processo de rebrota também contribui para o aumento da mistura de alvos e para a alteração do comportamento espectral das áreas afetadas (EVA & LAMBIN, 1998a; JUSTICE *et al.*, 2002; CORONA *et al.*, 2008; BOSCHETTI *et al.*, 2010), podendo comprometer ainda mais as análises que dependem do reconhecimento dos sinais da presença do carvão.

Tanto o processo de remoção das cinzas e do carvão quanto o processo de rebrota estão intimamente relacionados ao tipo de vegetação afetada. Em ambientes savânicos, a baixa quantidade de biomassa disponível faz com que a quantidade de cinzas e carvão depositados seja pequena, e conseqüentemente seja rapidamente removida pela chuva

ou vento, enquanto em ambientes florestais, a maior disponibilidade de biomassa permite uma produção maior de cinzas e carvão, fazendo com que tais materiais permaneçam mais tempo na área queimada (PEREIRA, 2003). Com relação a rebrota, nas savanas este processo também ocorre de forma mais rápida do que nos ambientes florestais, visto que, nesses tipos de ambientes, a baixa produção primária líquida faz com que haja um retardo deste processo de recuperação da vegetação (PEREIRA, 2003), permitindo que o substrato fique exposto por mais tempo.

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. De modo geral, quanto maior a defasagem temporal entre a ocorrência do incêndio e o imageamento da área, menor é a probabilidade de que a área queimada seja identificada (CORONA *et al.*, 2008), podendo resultar em erros de omissão no mapeamento de áreas queimadas (HUDAK & BROCKETT, 2004). Este problema é ainda mais sério no caso das savanas, pois devido à maior efemeridade dos sinais da ocorrência dos incêndios, o bom desempenho da identificação de áreas queimadas se torna dependente de imageamentos frequentes (PEREIRA, 2003).

No entanto, essa dependência de imageamentos frequentes representa uma limitação na identificação de áreas queimadas, pois os sensores capazes de prover imagens com alta resolução temporal, tais como o MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) e o AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer) possuem baixa resolução espacial, inviabilizando a realização de mapeamentos de queimadas em escalas mais detalhadas e, conseqüentemente, inviabilizando a realização de estimativas mais acuradas em relação aos impactos causados pelo fogo.

2.5. SÉRIES TEMPORAIS DE DADOS DE SENSORES REMOTOS

A disponibilidade de produtos de sensoriamento remoto que abrangem períodos mais longos de tempo é um grande avanço para a avaliação de incêndios (MOUILLOT, 2014). A análise de séries temporais de áreas queimadas permite a obtenção do regime de fogo (BARTALEV *et al.*, 2007; LE PAGE *et al.*, 2008; BARTSCH *et al.*, 2009). A fim de realizar esses estudos, séries temporais de dados espaciais contínuos e frequentes são indispensáveis, bem como ferramentas eficientes e técnicas avançadas para analisar

esta informação. A imagem de sensoriamento remoto é uma fonte de informação atualizada que torna possível a extração de padrões de resposta da vegetação tanto para dinâmicas meteorológicas como para eventos extremos, por exemplo, incêndios florestais (HUESCA *et al.*, 2014).

Análises de séries temporais oferecem um conjunto de ferramentas e metodologias para entender, modelar e prever uma variável baseada na identificação quantitativa de padrões temporais, que se baseiam, por conseguinte na história da própria variável (BOX *et al.*, 1994; HUESCA *et al.*, 2014). Estas técnicas têm sido amplamente utilizadas na economia (GRANGER & NEWBOLD, 1977), e menos frequentemente em algumas outras disciplinas, tais como hidrologia (MODARRES, 2007; GEMITZI & STEFANOPOULOS, 2011), agricultura (MARIÑO *et al.*, 1993) e silvicultura (TELESCA *et al.*, 2005).

A aplicação de técnicas de análise de séries temporais contínuas em sensoriamento remoto abre uma nova perspectiva em termos de monitoramento em larga escala das variáveis ambientais. No entanto, as metodologias de análise de séries temporais é um grande desafio devido à complexidade de alguns modelos e a grande quantidade de dados (HUESCA *et al.*, 2014).

As principais vantagens dos produtos de fogo disponíveis gratuitamente atualmente é o fato de poderem ser obtidos através de mecanismos rápidos de aquisição. No entanto, a maioria dos atuais produtos está aquém da resolução temporal e espacial desejada. Além disso, a maioria dos produtos existentes fornece apenas informações sobre pontos quentes e não temos informação sobre área queimada. Séries temporais mais longas poderiam proporcionar uma compreensão mais abrangente dos regimes de fogo a nível regional para a identificação de processos chave para os gestores de terras e processos globais baseados em modelos de fogo (MOUILLOT, 2014).

Séries temporais mais longas também permitem contabilizar em longo prazo respostas às perturbações do fogo no balanço global, como por exemplo, a recuperação de biomassa e o seu sumidouro de carbono relacionado (CHEN *et al.*, 2000; FIELD & FUNG, 1999). Portanto, a análise de séries temporais tem uma aplicação direta e relevante no âmbito da avaliação de incêndios florestais. As tendências atuais do clima indicam um aumento das temperaturas anuais, e uma ligeira diminuição nas chuvas, ampliando o risco de incêndios florestais (IPCC, 2007). Sob este cenário, a abordagem de modelagem estatística de séries temporais e previsão com dados de sensoriamento

remoto contribuirão para uma melhor compreensão da dinâmica de risco de incêndio e o desenvolvimento de métodos eficazes de alertas precoces (HUESCA *et al.*, 2014).

3. ÁREA DE ESTUDO

A região do Jalapão possui belezas naturais inigualáveis e uma alta biodiversidade, o que a torna uma das três áreas prioritárias para preservação que compõe o maior corredor ecológico de unidades de conservação do Cerrado brasileiro (ARRUDA & VON BEHR, 2002; VON BEHR, 2004). O corredor ecológico possui mais de um milhão e meio de hectares (1.500.000 ha/ 300 léguas quadradas), sendo constituídos por áreas de proteção ambiental na responsabilidade do Governo do Tocantins (Área de Proteção Ambiental do Jalapão e o Parque Estadual do Jalapão) e Governo Federal (Estação Ecológica da Serra Geral do Tocantins, o Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba, e a Área de Proteção Ambiental da Serra da Tabatinga). Esta região está localizada no extremo leste do Estado do Tocantins, divisa com os Estados da Bahia, Piauí e Maranhão, entre as latitudes 9° 14' 22" S e 11° 29' 45" S e as longitudes 45° 00' 17" W e 47° 15' 17" W (**Figura 1**). Assim, a conjunção das áreas de proteção forma a maior área contínua legalmente protegida em Cerrado, contendo várias nascentes dos afluentes dos rios Tocantins, São Francisco e Parnaíba.

O clima da região pode ser caracterizado como subúmido, com duas estações bem definidas: período seco (de maio a agosto) e período chuvoso (de outubro a abril). A média precipitação anual varia de 1.400 a 1.600 mm e a temperatura média anual está entre 25 e 26° C (VON BEHR, 2004; DE MORAIS & DE CRISTO, 2014).

A região é constituída predominantemente pelas rochas do Grupo Urucua, que correspondem a um conjunto de rochas silicicláticas de idade neocretácea. Conforme Campos & Dardenne (1997a, b), o Grupo Urucua é subdividido nas Formações Posse e Serra das Araras. A formação dessas rochas ocorreu em um ambiente desértico sob um sistema eólico com campos de dunas que se modifica para um sistema fluvial-eólico representado por lençóis arenosos conforme sugere sua sucessão e associação faciológica (SPIGOLON & ALVARENGA, 2002). Sobre as rochas do Grupo Urucua,

formam-se extensas unidades de relevo tabuliforme composto por feições de chapada e mesa com bordas escarpadas. Sobre as chapadas ocorrem terrenos planos com predomínio de Latossolos de textura média e boas condições de drenagem. A porção norte da área afloram sedimentos da Bacia do Parnaíba (paleozoica) que é formada por rochas que foram depositadas em ambientes marinhos rasos, fluviais e de estuário.

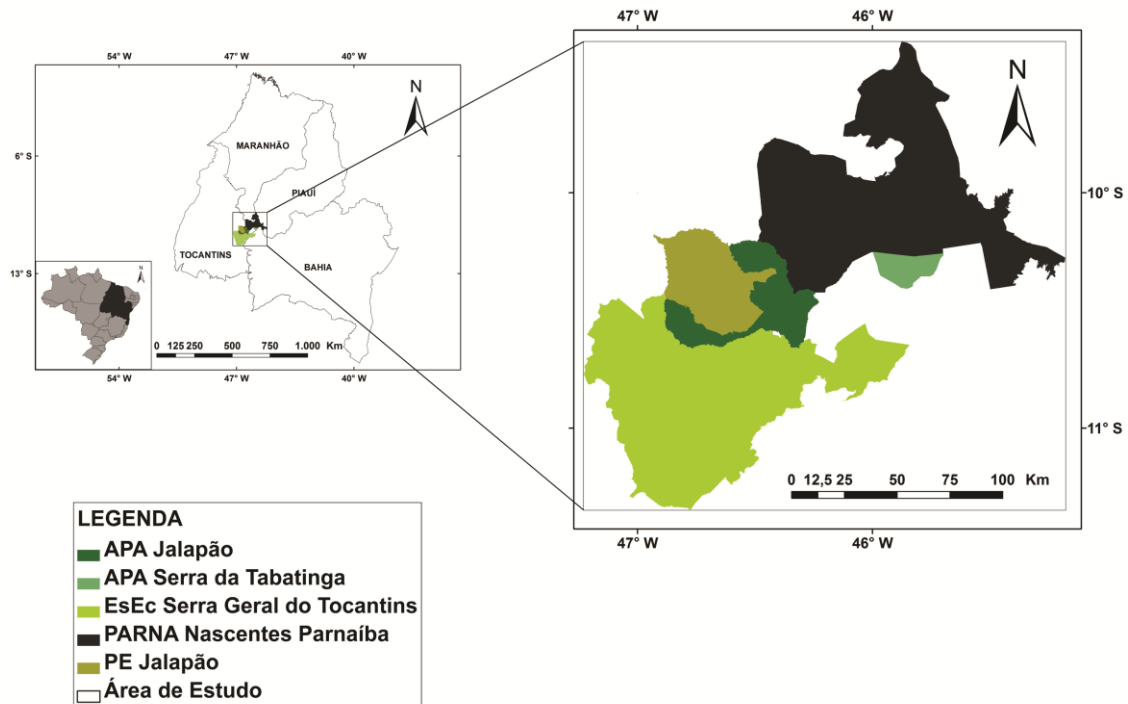


Figura 1. Mapa de localização da Região do Jalapão contendo as áreas de preservação do Governo do Tocantins (Área de Proteção Ambiental do Jalapão e o Parque Estadual do Jalapão) e Governo Federal (Estação Ecológica da Serra Geral do Tocantins, o Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba, e a Área de Proteção Ambiental da Serra da Tabatinga).

A geomorfologia da região do Jalapão é composta por um conjunto de relevos residuais, formados por planaltos, canyons, dunas, cavernas, tabuleiros, montanhas, colinas com topos planos (formações em mesas), encostas íngremes e diversas outras formas de relevo residual que foram geradas pela ação erosiva do divisor de águas das três principais bacias hidrográficas brasileiras – Tocantins-Araguaia, São Francisco e Parnaíba (DE MORAIS & DE CRISTO, 2014).

A região do Jalapão consiste em um ecótono entre os biomas da Caatinga, Cerrado e Amazônia, que ainda contém uma vasta área conservada. A cobertura vegetal da região do Jalapão é predominantemente de fisionomias abertas, sendo caracterizada por formações campestres com manchas de formações savânicas. Em menor proporção,

também são descritos formações florestais, tais como: Cerradão (ocorrendo localmente próximo a afloramentos rochosos) e Matas Ciliares e de Galeria (com pouco locais que ultrapassam a largura de 10m em cada margem do curso d'água) (SEPLAN, 2003). Normalmente, as regiões de nascentes estão alocadas em ambiente de vereda, caracterizado por solos hidromórficos e ocorrência de Buritis. Assim, as vastas extensões de savana aberta são cortadas por cursos d'água contendo faixas adjacentes e aproximadamente paralelas de veredas, campos úmidos e formações savânicas. Ao longo dos campos úmidos ocorre o capim dourado (*Syngonanthus nitens*) que é muito explorado na região para confecção de artesanato (SCHMIDT *et al.*, 2007; 2011). O fogo é um procedimento amplamente utilizado para o manejo tanto de pastagem como de capim dourado, que consiste em um grave problema ambiental.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. IMAGENS DO SENSOR MODIS

O sensor Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) é um dos cinco instrumentos a bordo do satélite TERRA (formalmente conhecido como EOS-AM-1). O sensor MODIS proveniente dos trabalhos liderados pela National Aeronautics and Space Administration (NASA) foi lançado a bordo das plataformas TERRA e AQUA, nos anos de 1999 e 2002, respectivamente, fornecendo uma cobertura global e contínua diária, com resoluções espaciais variadas (JUSTICE *et al.*, 2002). Esse sensor foi concebido para permitir o estudo integrado da litosfera, hidrosfera e atmosfera, considerando o planeta como um só ecossistema inter-relacionado, integrando os seus diversos ambientes a partir de dados diários (JUSTICE *et al.*, 2002a).

As imagens do sensor MODIS são disponibilizadas gratuitamente pela NASA, possuem alta resolução temporal, varia de 1 a 16 dias (JUSTICE *et al.*, 2002; LATORRE *et al.*, 2003) e possui 7 (sete) bandas espectrais explicitamente destinadas para aplicações de mapeamento e cobertura da Terra (FRIEDL *et al.*, 2002). Além disso, são oferecidas imagens corrigidas dos efeitos atmosféricos (nuvens, aerossóis etc.) e georreferenciadas (ANDERSON *et al.*, 2003; WOLFE *et al.*, 2002). As principais características do sensor MODIS são: (a) ampla cobertura espacial e espectral; (b) continuidade nas tomadas de medidas, em faixas espectrais mais estreitas, que as disponíveis em outros sistemas sensores até o momento, vindo a complementar estas informações, e (c) ser a primeira ferramenta dos satélites EOS na condução em pesquisas de mudanças globais (ANDERSON *et al.*, 2003).

Neste trabalho foram utilizadas as imagens MODIS/Terra referentes à reflectância de superfície (produtos MOD09Q1 e MOD09A1), que são composições de 8 (oito) dias e inclui 2 bandas com resolução espacial de 250 metros (MOD09Q1) e 7 bandas com resolução espacial de 500 metros (MOD09A1), do polígono que compreende as

latitudes 9° 14' 22.77" S e 11° 29' 45.69" S e as longitudes 45° 00' 17.67" W e 47° 15' 17.67" W, tiles h13v9 e h13 v10 (Figuras 2 e 3). As imagens foram adquiridas gratuitamente no sítio da NASA's Earth Observing System Data Information System – EOSDIS (<http://reverb.echo.nasa.gov/>).

O período analisado foi de 12 (doze) anos de 2001 até 2012, totalizando 552 (quinhentas e cinquenta e duas) imagens. Os produtos MOD9Q1 e MOD9A1 são adquiridos na projeção Integerized Sinusoidal, e posteriormente foram reprojitados da projeção Sinusoidal para Geográfica, Datum WGS84 utilizando o software MODIS Reprojection Tools (MRT), disponível no endereço eletrônico https://lpdaac.usgs.gov/tools/modis_reprojection_tool.

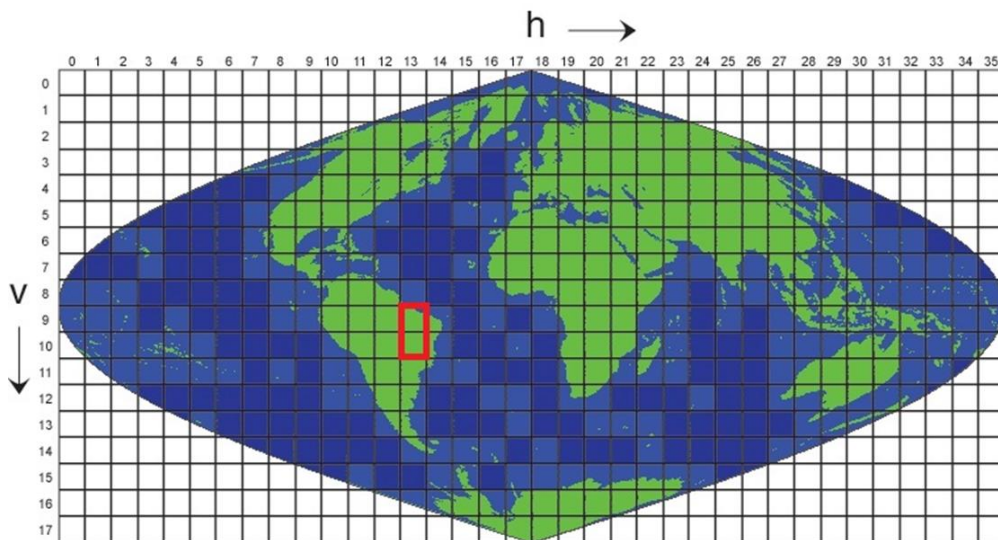


Figura 2. Tiles h13v9 e h13v10 utilizados na obtenção da série temporal de dados MODIS.

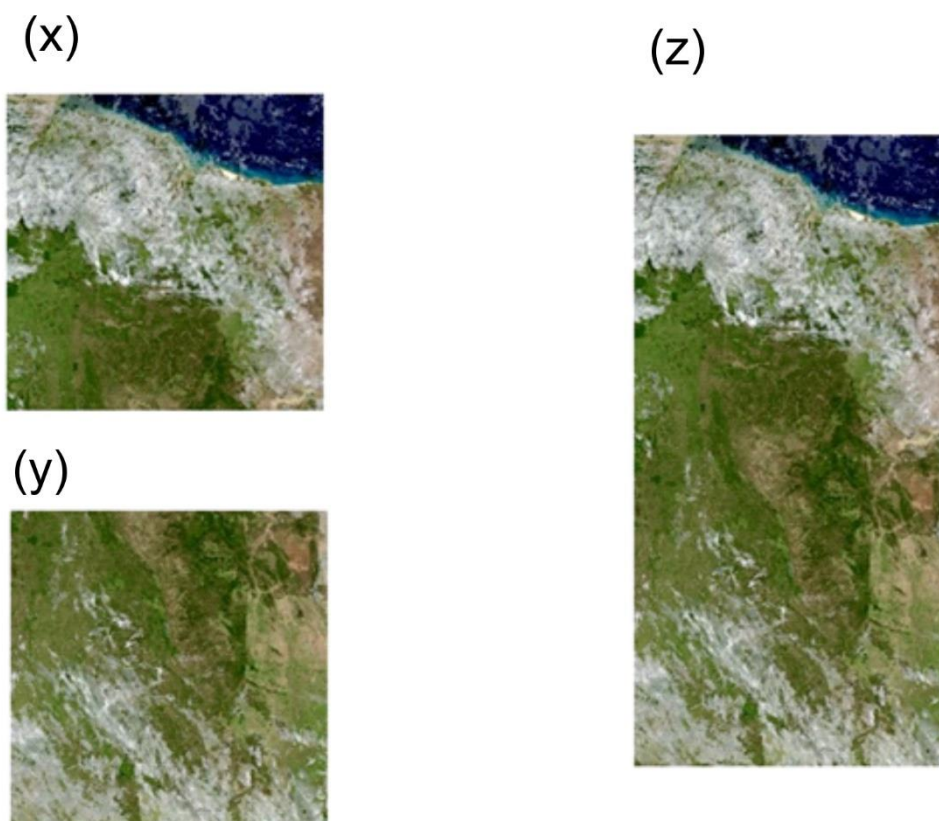


Figura 3. Tiles h13v09 (x) e h13v10 (y) utilizados na obtenção da série temporal de dados MODIS e mosaico dos tiles (z).

Para obter as curvas temporais, as imagens relativas às diferentes datas foram unidas utilizando o software ENVI 4.8, formando um cubo de imagens 3D (**Figura 4**). Assim, o cubo apresenta nos eixos “x” e “y” as coordenadas geográficas e no eixo “z” o espectro temporal. Os espectros temporais são ordenados no cubo 3D utilizando a sequência dos dias do ano em ordem crescente (CARVALHO JÚNIOR *et al.*, 2008). Após a confecção do cubo, a falta de imagens na série temporal foi preenchida com a imagem anterior ou posterior àquela que não estava presente do banco de imagens disponibilizado pela NASA.

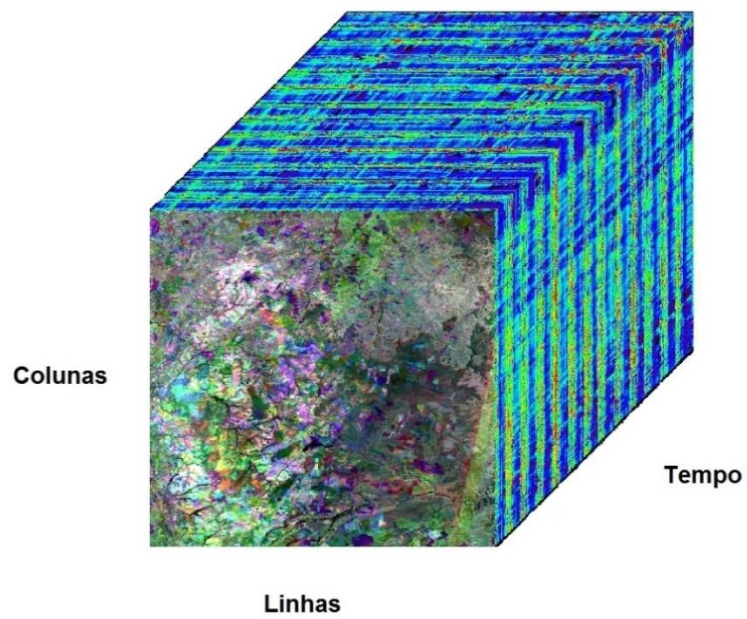


Figura 4. Cubo temporal de imagens MODIS

4.2. ÍNDICES ESPECTRAIS

A partir das imagens de refletância de superfície do sensor MODIS foram calculados os índices espectrais para toda a série temporal de doze anos. Os índices adotados na pesquisa foram: NDVI, NBR, CSI, e MIRBI. A **Tabela 1** demonstra as equações dos índices utilizados. O software ENVI 4.8 foi mais uma vez utilizado para este procedimento.

Tabela 1. Fórmulas dos índices espectrais utilizados para a detecção de áreas queimadas, onde R é a banda do vermelho (0,6 a 0,7 μm), NIR é a banda do infravermelho próximo (0,7 a 1,3 μm), SSWIR é a banda do infravermelho de ondas curtas (1,3 a 1,9 μm) e LSWIR é outra banda do infravermelho de ondas curtas (1,9 a 2,5 μm).

| Índice Espectral | Equação |
|---|---|
| Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) | $NDVI = \frac{NIR - R}{NIR + R} \quad (1)$ |
| Normalized Burn Ratio (NBR) | $NBR = \frac{NIR - LSWIR}{NIR + LSWIR} \quad (2)$ |
| Char Soil Index (CSI) | $CSI = \frac{NIR}{SWIR} \quad (3)$ |
| Mid Infrared Burn Index MIRBI | $MIRBI = 10LSWIR - 9,8SSWIR + 2 \quad (4)$ |

O índice NDVI combina informações dos comprimentos de onda da região do vermelho e infravermelho próximo (ROUSE *et al.*, 1974). O índice tem sido extensivamente utilizado com sucesso por diversos pesquisadores para mapeamento de áreas queimadas, que verificaram uma boa aproximação entre as áreas queimadas e as quedas do índice (CHUVIECO *et al.*, 2002; DIAZ-DELGADO *et al.*, 2003; ESCUIN *et al.*, 2008; VAN LEEUWEN *et al.*, 2010 e VERAVERBEKE *et al.*, 2012). Veraverbeke *et al.*, (2012) observou que para aplicações onde há uma heterogeneidade de fitofisionomias o NDVI é especialmente recomendado devido a sua capacidade de normalização que minimiza o impacto da heterogeneidade da vegetação.

O índice NBR (KEY & BENSON, 1999) combina informações espectrais do infravermelho próximo e do infravermelho de ondas curtas e tem sido amplamente utilizado por equipes, programas e órgãos para o monitoramento e manejo de áreas

queimadas em diversos tipos de vegetação (VAN WAGTENDONK *et al.*, 2004; KEY & BENSON, 2006). Os valores elevados de NBR combinam a diminuição da reflectância do infravermelho próximo, que indica a redução dos elementos fotossintéticos, e o aumento na reflectância do infravermelho de ondas curtas, que sinaliza o aumento de cinzas, carvão e solo, bem como uma diminuição da umidade (KEY & BENSON, 2006; MILLER *et al.*, 2009). Além disso, a normalização das bandas promove a remoção dos efeitos topográficos e de iluminação solar permitindo a distinção entre as áreas queimadas e não queimadas (KEY & BENSON, 2006). Contudo, Roy *et al.*, (2006) não encontraram evidências de que o índice NBR seja ideal para detecção de severidade de fogo, sugerindo novas pesquisas sobre a sua acurácia. Epting *et al.*, (2005) encontrou forte correlação entre o NBR e fisionomias florestais, mas baixa correlação entre o índice e fisionomias campestres e savânicas.

O índice MIRBI foi projetado para o mapeamento de áreas queimadas a partir de imagens MODIS (TRIGG e FLASSE, 2001). Este índice utiliza os comprimentos de onda do infravermelho de ondas curtas: SSWIR (1.628-1653 nm) e LSWIR (2.105-2.155 nm) do sensor MODIS (TRIGG & FLASSE, 2001). O índice MIRBI apresentou resultados muito bons em relação à redução da confusão entre áreas queimadas e vegetação esparsa (STROPPIANA *et al.*, 2009). Diferentes dos demais índices, o MIRBI torna as áreas queimadas com tonalidades claras. No presente trabalho para facilitar a comparação com os demais índices foi realizada a inversão dos valores multiplicando por -1.

O índice CSI combina informações do infravermelho próximo (NIR) e infravermelho de ondas curtas (SWIR) apresentando bom desempenho no mapeamento de áreas queimadas utilizando imagens TM-Landsat (SMITH *et al.*, 2005, 2007). Valores mais elevados de infravermelho de ondas curtas (SWIR) identificam superfícies recentemente ou severamente queimadas, devido à elevada exposição do solo com pouco ou nenhuma vegetação verde (STROPPIANA *et al.*, 2009). O CSI demonstra que a combinação de NIR-SWIR é de fato muito eficiente para a caracterização de severidade após o incêndio e na discriminação entre queimadas, solo e sombra (STROPPIANA *et al.*, 2009).

4.3. TRATAMENTO DE RUÍDOS DE SÉRIES TEMPORAIS

A qualidade do espectro temporal das imagens orbitais dificilmente é mantida devido às interferências atmosféricas (nuvens, ozônio, poeira e outros aerossóis) e os

eventuais ruídos na aquisição de dados, ocasionando variações e degradações indesejáveis. Além disso, a forte interferência de ruídos prejudica a detecção de áreas queimadas em séries temporais reduzindo a precisão e gerando falsos eventos de fogo. No tratamento das séries temporais, técnicas de filtragens podem ser utilizadas com dois objetivos: eliminar ruídos de impulso e suavizar a série temporal. No presente trabalho, uma técnica baseada na filtragem de mediana foi empregada para eliminar os ruídos de impulso, enquanto que a filtragem pelo método Savitzky-Golay (S-G) foi utilizado para a suavização. O programa ABILIO foi utilizado para o tratamento de ruídos de séries temporais (DE CARVALHO JÚNIOR *et al.*, 2008).

O filtro de mediana é um filtro de vizinhança onde o valor de um pixel (x, y) é substituído pela mediana dos pixels de sua vizinhança. A detecção dos ruídos de impulso foi obtida pela subtração entre a curva filtrada pela mediana e os dados originais. O ponto ruidoso é detectado se o valor absoluto da subtração exceder um limiar de distância definido pelo usuário. Os ruídos são então substituídos pelo valor obtido por uma interpolação linear entre os pontos anteriores e posteriores ao dado indesejável, nesse procedimento somente os ruídos de impulso são modificados e os pontos remanescentes são da curva original.

O filtro S-G é baseado em ajustes polinomiais locais e foi originalmente desenvolvido para a suavização de ruídos de espectros químicos (SAVITZKY & GOLAY, 1964). A vantagem do filtro S-G é combinar a eficácia na remoção de ruído e a preservação das feições de pico considerando altura, forma e assimetria, tornando-o adequado para trabalhos de áreas queimadas. Diferentes estudos mostram a eficiência do filtro S-G nos índices de vegetação MODIS, minimizando o ruído e preservando os valores de máxima e mínima das feições (CHEN *et al.*, 2004; HIRD & MCDERMID, 2009). No mapeamento de queimadas utilizando séries temporais MODIS, a manutenção dos picos negativos dos índices espectrais é muito importante para a correta detecção e caracterização das áreas afetadas pelo fogo, dessa forma o filtro S-G se apresenta como um método adequado uma vez que outros filtros não são capazes de capturar alterações súbitas nos valores temporais (VERBESSELT *et al.*, 2008). A escolha da ordem do polinômio é essencial para permitir a filtragem sem perda de resolução, polinômios de alto grau podem causar a eliminação de mudanças significativas na série temporal enquanto janelas muito pequenas podem não conseguir eliminar o ruído (CHEN *et al.*, 2004). O programa ABILIO permite ao usuário testar e visualizar o resultado da curva temporal, considerando diferentes tamanhos de janela e

os limiões de distância para um determinado pixel de sua escolha antes de processar toda a imagem (DE CARVALHO JÚNIOR *et al.*, 2015).

4.4. IMAGENS NORMALIZADAS E DETECÇÃO DE ÁREAS QUEIMADAS

A normalização de séries temporais apresentam as seguintes vantagens em relação ao tradicional método de diferença sazonal: (a) aumento da relação sinal/ruído minimizando a presença de erros e detecções errôneas de eventos de fogo, (b) possibilita normalizar séries temporais provenientes de diferentes fitofisionomias de Cerrado (formações campestres, savânicas e florestais), e (c) a diferença sazonal ao ser aplicada perde um ano de análise, enquanto a normalização por z-score mantém a dimensão dos dados (DE CARVALHO JÚNIOR *et al.*, 2015). Os dados normalizados por z-score (z) são realizados de forma independente para cada pixel a partir dos valores dos índices temporais (x) usando a seguinte formulação:

$$z = \frac{x - \mu}{\sigma} \quad (5)$$

Onde " μ " é a média da série temporal, " σ " é o desvio-padrão da série temporal. A partir da média e desvio padrão para cada pixel são calculadas as imagens normalizadas "z", contendo curvas temporais com média igual a zero e variância igual a um. O valor "z" é positivo quando o escore bruto está acima da média temporal e negativo quando abaixo.

O fogo é um evento isolado caracterizado por valores baixos na série temporal. As áreas queimadas ocorrem a partir de um valor limite de corte na imagem do índice espectral. Na série temporal normalizada, o limite inferior é expresso em um valor de desvio padrão. Um procedimento fundamental para a correta detecção de áreas queimadas é a seleção adequada de um valor limite entre as áreas queimadas e as áreas não queimadas. Geralmente, esse valor limite é determinado de maneira experimental e geralmente depende do conhecimento e experiência do analista. No presente trabalho, foi utilizado um método automatizado para a definição do valor limite proposto por De Carvalho Júnior *et al.*, (2015). Este procedimento realiza a comparação entre um mapa previamente classificado, contendo as áreas queimadas, e uma sucessão de testes de limites a partir da imagem de índice do sensor MODIS. O mapa classificado utilizado é proveniente da interpretação visual da imagem TM-Landsat (dia 249 Juliano de 2005).

Matrizes de confusão foram geradas entre o mapa de referência e o conjunto de imagens classificadas a partir dos diferentes limiares aplicados nas imagens de índice. O valor limite ideal é o ponto com maior índice Kappa ou coeficiente Overall. O coeficiente Overall é a soma do número de pixels classificados corretamente dividido pelo número total de pixels, enquanto o coeficiente Kappa (K) é uma medida de acurácia da classificação, descrito pela seguinte equação:

$$K = \frac{m \sum_{i=1}^r N_{ii} - \sum_{i=1}^r N_{i+} N_{+i}}{m^2 - \sum_{i=1}^r N_{i+} N_{+i}} \quad (6)$$

Onde, “r” é o número de linhas na matriz de erro, “Ni” é o número de observação na linha “i” e coluna “i”, “Ni+” e “N+i” são, portanto, os totais marginais na linha “i” e a coluna “i”, respectivamente, e “m” é o número total de observações (CONGALTON & GREEN, 1999). O coeficiente Kappa é um método muito utilizado para a avaliação da concordância entre a verdade terrestre e o mapa temático. A grande vantagem do método é que no cálculo do coeficiente Kappa incluem-se todos os elementos da matriz de erro e não somente os elementos da diagonal principal

Além disso, as curvas de sensibilidade (razão positiva, expressa em porcentagem) e especificidade (razão negativa, expressa em porcentagem) foram calculadas para avaliar o melhor valor limite. O aumento da especificidade implica uma diminuição da sensibilidade e vice versa. Cada par sensibilidade/especificidade corresponde a um valor limite. Normalmente, o ponto de intersecção das duas curvas representa o valor limite mais próximo do maior coeficiente Overall e coeficiente Kappa. Portanto, quanto mais próximo da curva de intersecção estiver o valor limite, maior a exatidão do teste (DE CARVALHO JÚNIOR *et al.*, 2015). Na etapa de normalização e detecção de áreas queimadas três softwares foram combinados para a obtenção do resultado. Primeiramente foi utilizado o ArcGIS 10 para a interpretação visual dos polígonos de fogo das imagens TM Landsat. Em seguida o software ABILIO foi utilizado para a obtenção dos valores limite, kappa e overall. Logo após o software ENVI 4.8 foi utilizado para o processamento do valor limite escolhido em toda a série temporal para cada índice.

A individualização das áreas queimadas foi realizada a partir de um valor limite que é aplicado para a toda série temporal normalizada. A definição do melhor valor limite para cada um dos índices espectrais testados (nNBR, nNDVI, nCSI e nMIRBI) foram

calculados e definidos a partir de um algoritmo automatizado presente no programa ABILIO (DE CARVALHO JÚNIOR *et al.*, 2015). O programa calcula coeficientes de acurácia entre uma imagem de referência e as imagens dos índices MODIS classificadas por uma série de valores limites, que é representada na forma de um gráfico (**Figura 9**). Esse gráfico apresenta no eixo x os diferentes valores de limite testados e no eixo y os valores dos índices de acurácia (Kappa, Overall, Sensibilidade e Especificidade).

Neste trabalho, a detecção dos limites de corte utilizou como dado de referência à classificação por interpretação visual da imagem TM Landsat do dia 09 de setembro de 2005 (dia 252 no calendário Juliano).

4.5. ANÁLISE DE ACURÁCIA

As validações das áreas queimadas detectadas pelos diferentes índices espectrais MODIS utilizou a classificação por interpretação visual de um mosaico de imagens georreferenciadas TM Landsat (cenas 221/67 e 221/68) do dia 28 de julho de 2001. As imagens dos índices MODIS correspondiam à data mais próxima relativa ao dia 209 (calendário Juliano). Os índices de acurácia, Kappa e Overall foram calculados.

A **Tabela 2** foi utilizada como parâmetro para comparação da qualidade da classificação, considerando intervalos de índices Kappa para dados de sensoriamento remoto (LANDIS & KOCH, 1977).

Tabela 2. Qualidade da classificação associada aos valores do índice Kappa (LANDIS & KOCH, 1977).

| Valor de Kappa | Qualidade do mapa temático |
|----------------|----------------------------|
| <0,00 | Péssima |
| 0,00 - 0,20 | Ruim |
| 0,21 - 0,40 | Razoável |
| 0,41 - 0,60 | Boa |
| 0,61 - 0,80 | Muito boa |
| 0,81 - 1,00 | Excelente |

A **Figura 5** apresenta um fluxograma da sequência de procedimentos adotados na etapa de material e métodos.

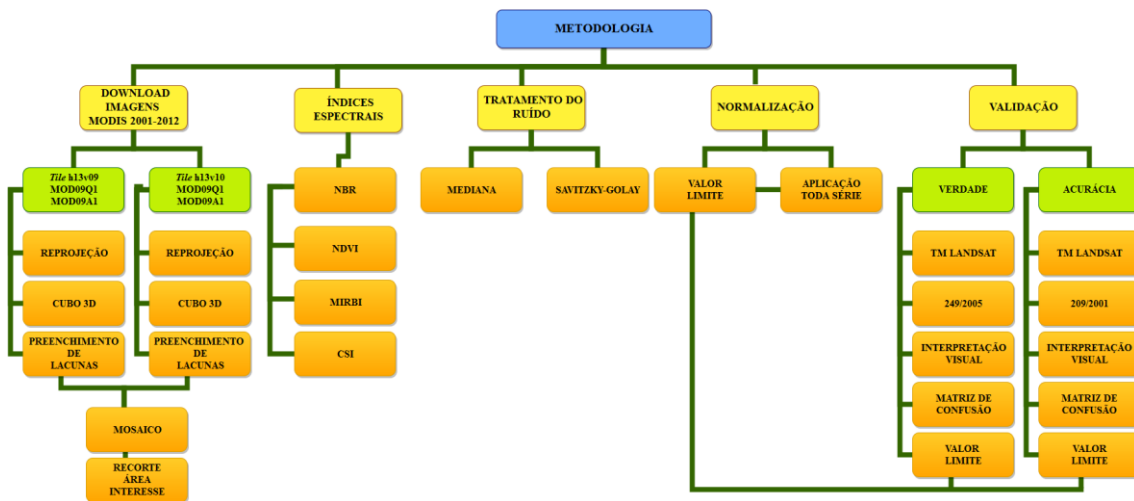


Figura 5. Fluxograma demonstrando a sequência de procedimentos adotados na metodologia.

5. RESULTADOS

5.1. RESULTADOS DA FILTRAGEM DAS SÉRIES TEMPORAIS

No tratamento de ruído da série temporal foi utilizada a filtragem de mediana para a eliminação dos ruídos de impulso e posteriormente a filtragem pelo método S-G para a suavização da série. A detecção e eliminação dos ruídos de impulso foram obtidas pela subtração entre a curva filtrada pela mediana e os dados originais. Os ruídos são então substituídos pelo valor obtido por uma interpolação linear entre os pontos anteriores e posteriores ao dado indesejável, nesse procedimento somente os ruídos de impulso são modificados e os pontos remanescentes são da curva original (**Figura 6**). Na eliminação de ruídos de impulso, o emprego do filtro de mediana apresenta vantagem sobre o filtro S-G, por ser um filtro não linear e não depender de todos os valores presentes.

A utilização do filtro S-G utilizando um polinômio de grau 11 permitiu a suavização do espectro sem causar perda de resolução, foi possível verificar o espectro e a imagem de saída, pois o programa utilizado permite ao usuário testar e visualizar os resultados da curva temporal considerando diferentes tamanhos de janela e os limiares de distância para um determinado pixel de sua escolha antes de processar toda a imagem. A **Figura 6** mostra a curva do nNBR-MODIS, a curva filtragem pela mediana e a curva suavizada pelo método S-G.

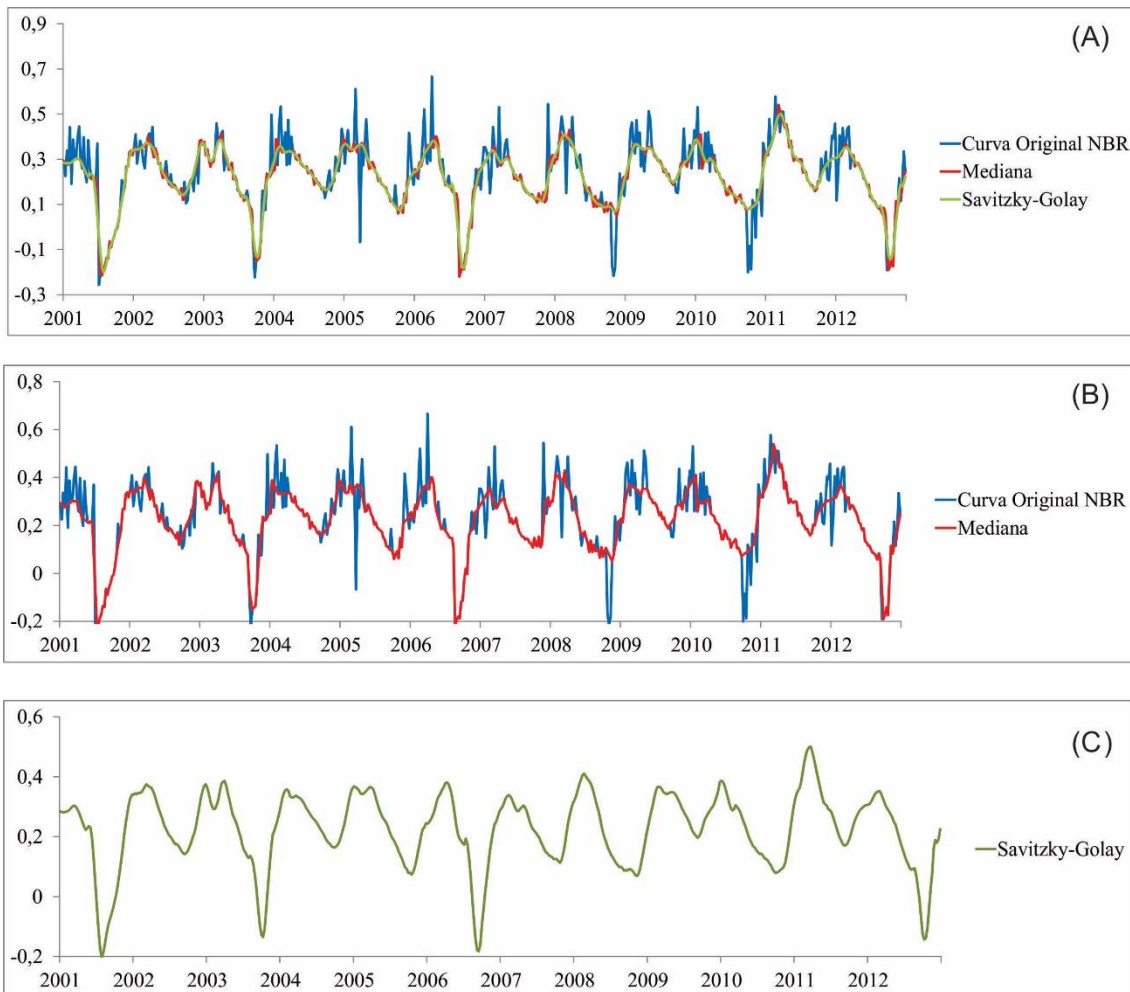


Figura 6. Procedimentos para a reconstrução de uma série temporal NBR-MODIS utilizando os filtros de mediana e Savitzky-Golay. (A) Curva original NBR-MODIS, curva após a aplicação do filtro de mediana e do filtro S-G. (B) Tratamento dos ruídos de impulso da curva original NBR-MODIS da série temporal com os valores anormais substituídos por valores interpolados linearmente. (C) Curva da série temporal NBR-MODIS após a segunda filtragem pelo método SG (tamanho da janela 11).

5.2. RESULTADOS DOS ÍNDICES ESPECTRAIS E DAS IMAGENS NORMALIZADAS PELO Z-SCORE

Devido a grande heterogeneidade das fisionomias do Cerrado, torna-se necessário a utilização da normalização z-score para harmonizar as diferentes curvas temporais das fitofisionomias do Cerrado. Normalmente, o evento de fogo exibe um valor mais baixo que o previsto pela curva de tendência central, assim uma anomalia negativa pode caracterizar uma área queimada conforme as características da fitofisionomia. O algoritmo utilizado gera a média e o desvio padrão para cada curva temporal e um novo conjunto de imagens é gerado, contendo curvas temporais transformadas com média

igual a zero e desvio padrão igual a um. As imagens normalizadas contêm curvas temporais normalizadas para valores “z” ($\mu=0$ e $\sigma=1$).

A **Figura 7** mostra o efeito da normalização z-score em curvas temporais após a aplicação do índice Normalized Burn Ratio (NBR). A normalização da série temporal diminui as diferenças dos valores NBR entre as fitofisionomias do bioma Cerrado e destaca os eventos de fogo. Os eventos de fogo aparecem com intensidades de NBR distintas entre as duas fitofisionomias. Após a normalização, ambas as séries temporais demarcam a presença da anomalia negativa em uma mesma escala.

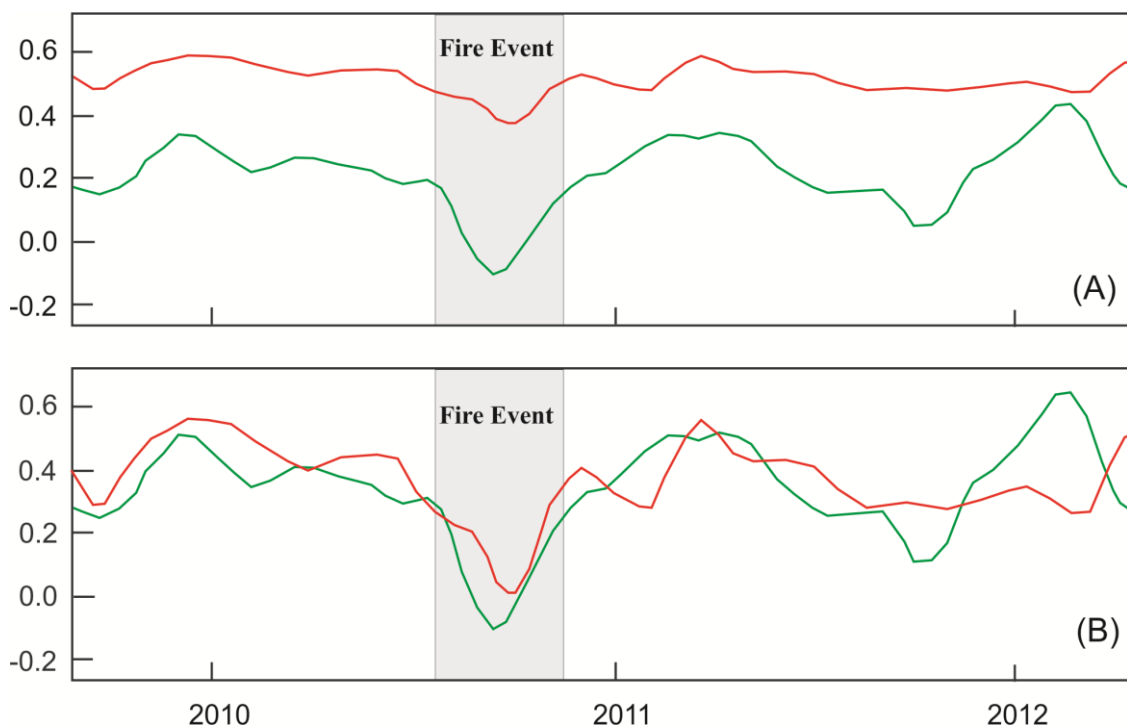


Figura 7. Comparação das curvas temporais NBR-MODIS de uma fisionomia campestre (curva verde) e uma fisionomia florestal (curva vermelha) antes e após a normalização. A série temporal normalizada homogeneiza e destaca os eventos de fogo em diferentes tipos de vegetação.

A **Figura 8** evidencia que o uso de séries temporais normalizadas proporciona uma melhora na detecção de áreas queimadas. Em ambas as imagens, as áreas queimadas são as áreas mais escuras. Todas as imagens são referentes ao dia 289/2009 no calendário Juliano. É possível averiguar que algumas feições escuras na imagem NBR, CSI e NDVI não são mantidas nas suas respectivas imagens normalizadas nNBR, nCSI e

nNDVI. Estas áreas não são referentes a áreas queimadas (demarcadas com um ponto vermelho), mas sim áreas com maior porcentagem de solo exposto. As imagens normalizadas permitem desconsiderar estas áreas enfocando especificamente nas áreas de pós-fogo. A normalização das séries temporais atua diferentemente na dimensão espacial, variando os valores de pixel a pixel. Um ponto interessante é que a imagem MIRBI, mesmo sem a normalização, mostra-se mais sensível à distinção destas áreas que não representam áreas queimadas.

A normalização atua apenas no fator de ganho e offset (balanço) das séries temporais e não introduz nenhum outro valor ou ruído na análise como a diferença sazonal. A diferença sazonal a partir de dados de pré e pós-fogo efetua uma normalização do dado considerando informações do ano anterior que pode ser alterada por outros aspectos diferentes do fogo, resultando em uma maior susceptibilidade a erros e ruídos. Além disso, o resultado da diferença sazonal sempre ocasiona a perda de um ano da série temporal, uma vez que a análise depende de informações do ano anterior.

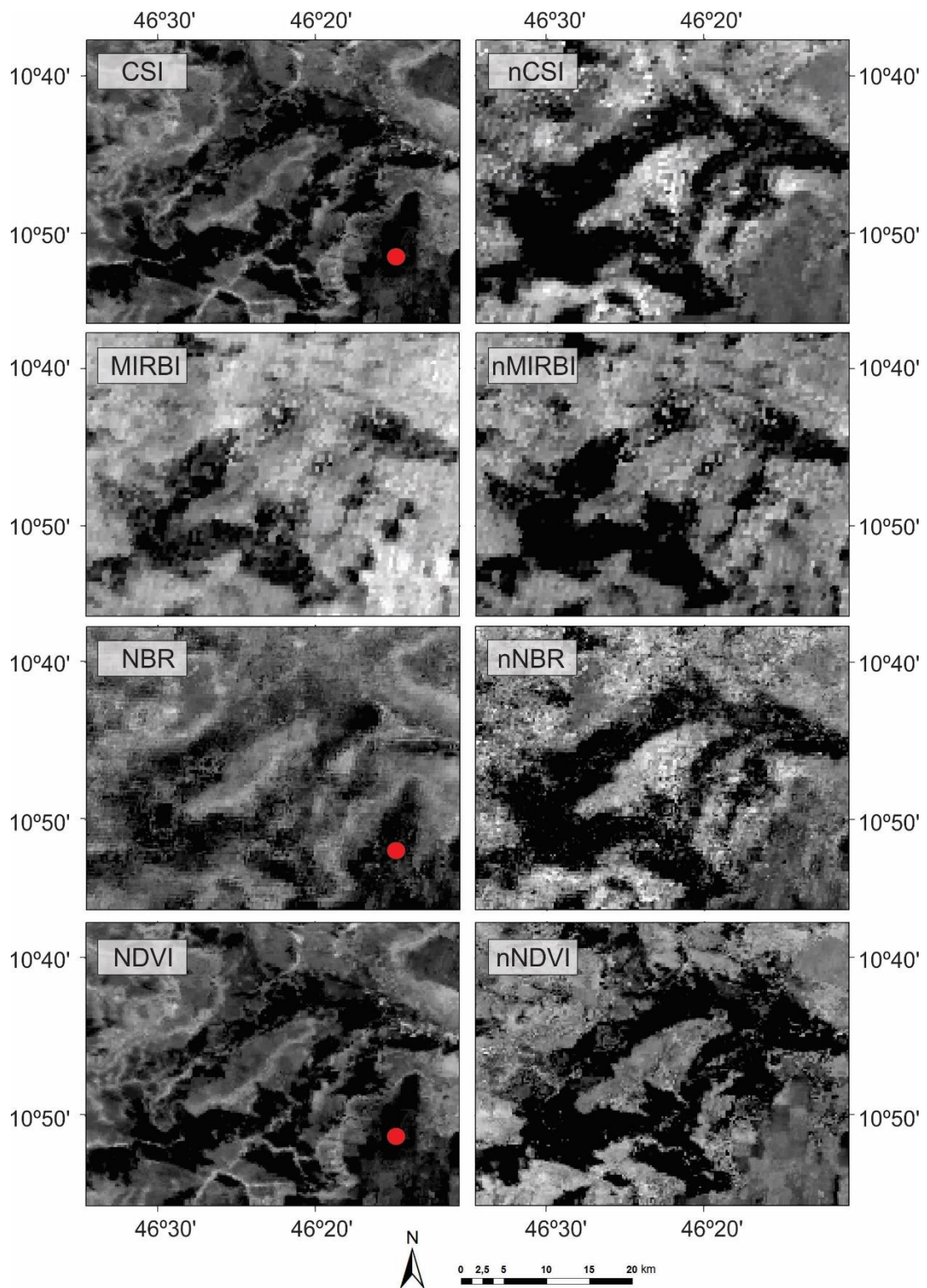


Figura 8. Comparação entre as imagens dos índices espectrais e as suas respectivas normalizadas. Os valores de MIRBI foram invertidos para facilitar a comparação. O ponto vermelho demonstra uma área escura nos índices e que após a normalização evidenciam que não se trata de queimadas. Todas as imagens são relativas ao dia 289/2009 do calendário Juliano.

5.3. RESULTADOS DO VALOR LIMITE PARA DETECÇÃO DE ÁREAS QUEIMADAS UTILIZANDO IMAGENS NORMALIZADAS PELO Z-SCORE

Os índices MODIS utilizados foram do dia 249 no calendário Juliano, por se tratar de uma composição de oito dias não foi possível trabalhar com a imagem 252 que seria a imagem ideal por se tratar da imagem do mesmo dia da imagem TM Landsat utilizada para a obtenção dos valores limite. A **Figura 11** ilustra que para o índice nBR-MODIS o melhor valor limite foi -1,840 desvios padrão, com um coeficiente Overall de 92,39% de precisão e um coeficiente Kappa de 0,69. A intersecção entre as curvas de sensibilidade e especificidade teve uma posição próxima aos coeficientes Kappa e Overall. O valor limite estabelecido (para cada índice foi calculado um valor limite) foi aplicado para toda a série temporal, gerando uma série de máscaras relativas aos eventos de fogo para todo o período de estudo (**Figuras 14 e 15**). O mesmo procedimento foi replicado para os demais índices estudados. A **Tabela 7** lista os melhores valores de corte para os demais índices espectrais testados e os seus coeficientes de acurácia. De acordo com esses valores pode-se inferir que o mapeamento de áreas queimadas realizado neste trabalho, resultou numa qualidade muito boa, considerando que os valores de Kappa para todos os índices avaliados variaram entre 0,60 e 0,80 **Tabela 2**. As **Tabelas 3 a 6** apresentam o número de pixels afetados pelo fogo e área queimada anual em m², km² e hectares dos quatro índices analisados.

Tabela 3. Número de pixels afetados pelo fogo e área queimada em m², km² e hectares verificados através do índice NBR.

| Ano | pixels | Area Queimada m ² | km ² | hectare |
|--------------|--------|------------------------------|-----------------|-----------|
| 2001 | 16058 | 1003625000 | 1003,625 | 100362,5 |
| 2002 | 1522 | 95125000 | 95,125 | 9512,5 |
| 2003 | 10409 | 650562500 | 650,5625 | 65056,25 |
| 2004 | 1138 | 71125000 | 71,125 | 7112,5 |
| 2005 | 1446 | 90375000 | 90,375 | 9037,5 |
| 2006 | 6819 | 426187500 | 426,1875 | 42618,75 |
| 2007 | 286 | 17875000 | 17,875 | 1787,5 |
| 2008 | 43116 | 2694750000 | 2694,75 | 269475 |
| 2009 | 4979 | 311187500 | 311,1875 | 31118,75 |
| 2010 | 459 | 28687500 | 28,6875 | 2868,75 |
| 2011 | 4278 | 267375000 | 267,375 | 26737,5 |
| 2012 | 3611 | 225687500 | 225,6875 | 22568,75 |
| Total | 94121 | 5882562500 | 5882,5625 | 588256,25 |

Tabela 4. Número de pixels afetados pelo fogo e área queimada em m², km² e hectares verificados através do índice CSI.

| Ano | pixels | Area Queimada m ² | km ² | hectare |
|--------------|---------------|------------------------------|-----------------|---------------|
| 2001 | 63997 | 3999812500 | 3999,8125 | 399981,25 |
| 2002 | 1418 | 88625000 | 88,625 | 8862,5 |
| 2003 | 9875 | 617187500 | 617,1875 | 61718,75 |
| 2004 | 710 | 44375000 | 44,375 | 4437,5 |
| 2005 | 1024 | 64000000 | 64 | 6400 |
| 2006 | 5748 | 359250000 | 359,25 | 35925 |
| 2007 | 208 | 13000000 | 13 | 1300 |
| 2008 | 39297 | 2456062500 | 2456,0625 | 245606,25 |
| 2009 | 4478 | 279875000 | 279,875 | 27987,5 |
| 2010 | 315 | 19687500 | 19,6875 | 1968,75 |
| 2011 | 3675 | 229687500 | 229,6875 | 22968,75 |
| 2012 | 3631 | 226937500 | 226,9375 | 22693,75 |
| Total | 134376 | 8398500000 | 8398,5 | 839850 |

Tabela 5. Número de pixels afetados pelo fogo e área queimada em m², km² e hectares verificados através do índice NDVI.

| Ano | pixels | Area Queimada m ² | km ² | hectare |
|--------------|---------------|------------------------------|-------------------|-------------------|
| 2001 | 84682 | 5292625000 | 5292,625 | 529262,5 |
| 2002 | 80968 | 5060500000 | 5060,5 | 506050 |
| 2003 | 26136 | 1633500000 | 1633,5 | 163350 |
| 2004 | 131047 | 8190437500 | 8190,4375 | 819043,75 |
| 2005 | 8074 | 504625000 | 504,625 | 50462,5 |
| 2006 | 4170 | 260625000 | 260,625 | 26062,5 |
| 2007 | 1959 | 122437500 | 122,4375 | 12243,75 |
| 2008 | 26406 | 1650375000 | 1650,375 | 165037,5 |
| 2009 | 5867 | 366687500 | 366,6875 | 36668,75 |
| 2010 | 694 | 43375000 | 43,375 | 4337,5 |
| 2011 | 9676 | 604750000 | 604,75 | 60475 |
| 2012 | 6030 | 376875000 | 376,875 | 37687,5 |
| Total | 385709 | 24106812500 | 24106,8125 | 2410681,25 |

Tabela 6. Número de pixels afetados pelo fogo e área queimada em m², km² e hectares verificados através do índice MIRBI.

| Ano | pixels | Area Queimada m ² | km ² | hectare |
|--------------|---------------|------------------------------|-----------------|---------------|
| 2001 | 2517 | 157312500 | 157,3125 | 15731,25 |
| 2002 | 10837 | 677312500 | 677,3125 | 67731,25 |
| 2003 | 7568 | 473000000 | 473 | 47300 |
| 2004 | 4492 | 280750000 | 280,75 | 28075 |
| 2005 | 8258 | 516125000 | 516,125 | 51612,5 |
| 2006 | 10407 | 650437500 | 650,4375 | 65043,75 |
| 2007 | 9739 | 608687500 | 608,6875 | 60868,75 |
| 2008 | 68466 | 4279125000 | 4279,125 | 427912,5 |
| 2009 | 5859 | 366187500 | 366,1875 | 36618,75 |
| 2010 | 8294 | 518375000 | 518,375 | 51837,5 |
| 2011 | 4805 | 300312500 | 300,3125 | 30031,25 |
| 2012 | 9302 | 581375000 | 581,375 | 58137,5 |
| Total | 150544 | 9409000000 | 9409 | 940900 |

No somatório de área queimada em hectares o índice NDVI teve uma diferença gritante dos demais índices estudados **Figura 10**.

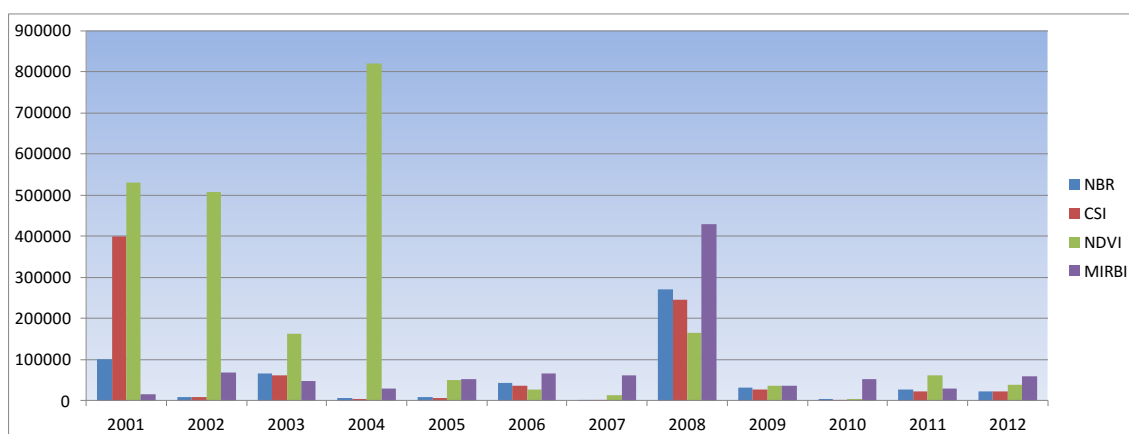


Figura 9. Comparação do total de área queimada em hectares durante os doze anos estudados.

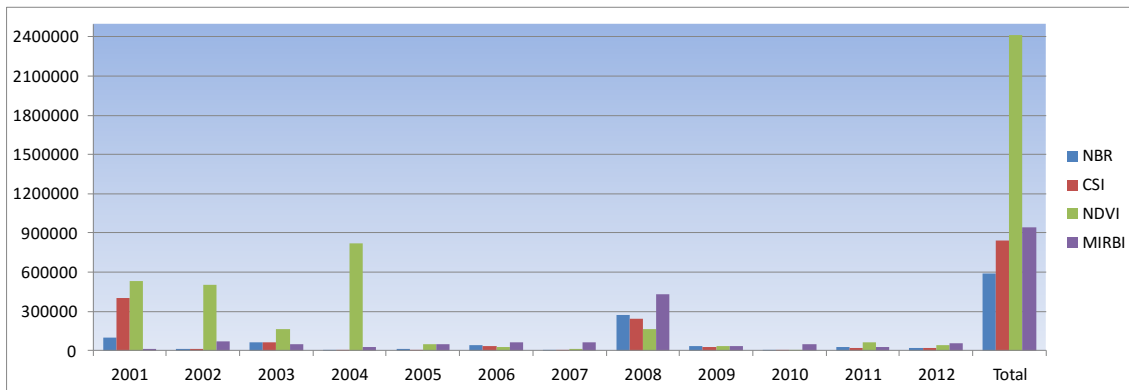


Figura 10. Comparação do total de área queimada em hectares durante os doze anos estudados e somatório geral de área queimada em hectares para cada um dos quatro índices estudados.

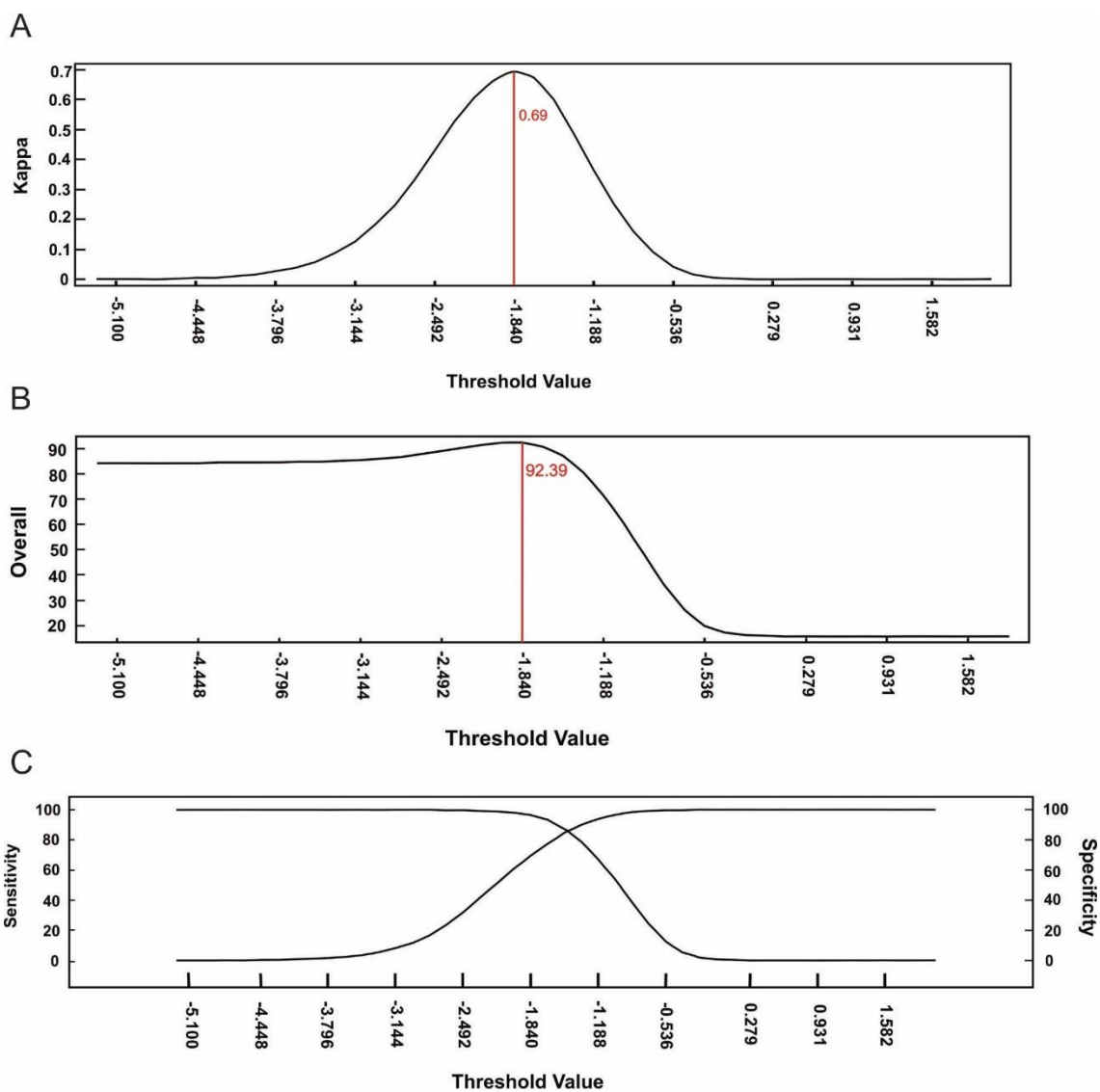


Figura 11. Identificação do valor limite para a detecção de área queimada na série temporal normalizada para o índice NBR onde: (A) Índice Kappa, (B) Overall e (C) Sensibilidade – Especificidade.

Tabela 7. Índices espectrais estudados e respectivos valores limite. Cada índice apresenta o seu valor limite.

| Validação (Definição do valor limite) 2005 | | | |
|--|--------------|---------|--------|
| Índice | Valor Limite | Overall | Kappa |
| CSI | -1,625 | 92,879 | 0,7262 |
| NBR | -1,840 | 92,399 | 0,6967 |
| MIRBI | -1,346 | 92,303 | 0,7088 |
| NDVI | -1,735 | 91,633 | 0,6737 |

As **Figuras 12 e 13** exemplificam a detecção das áreas queimadas ao longo da série temporal para os índices nMIRBI (invertido) e nNDVI. As áreas queimadas ficam evidenciadas nos diferentes métodos devido à queda na curva temporal que tornando os pontos queimados em áreas escuras nas imagens dos índices.

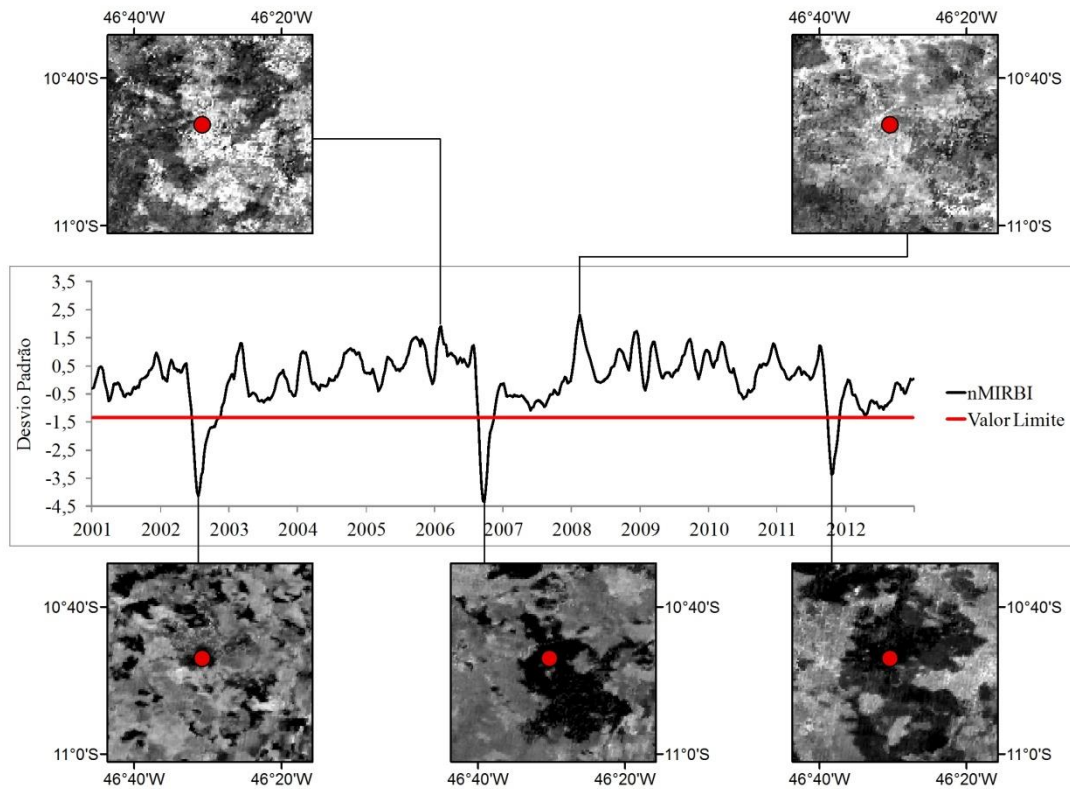


Figura 12. Assinatura temporal nMIRBI (considerando os dados invertidos) para o período de 12 anos (2001-2012) enfatizando algumas imagens normalizadas. O ponto vermelho nas imagens demarca a localização da curva de tempo. As imagens da parte superior correspondem ao período em que não houve queimadas. Enquanto as imagens na parte inferior salientam eventos de queimadas, durante o período analisado.

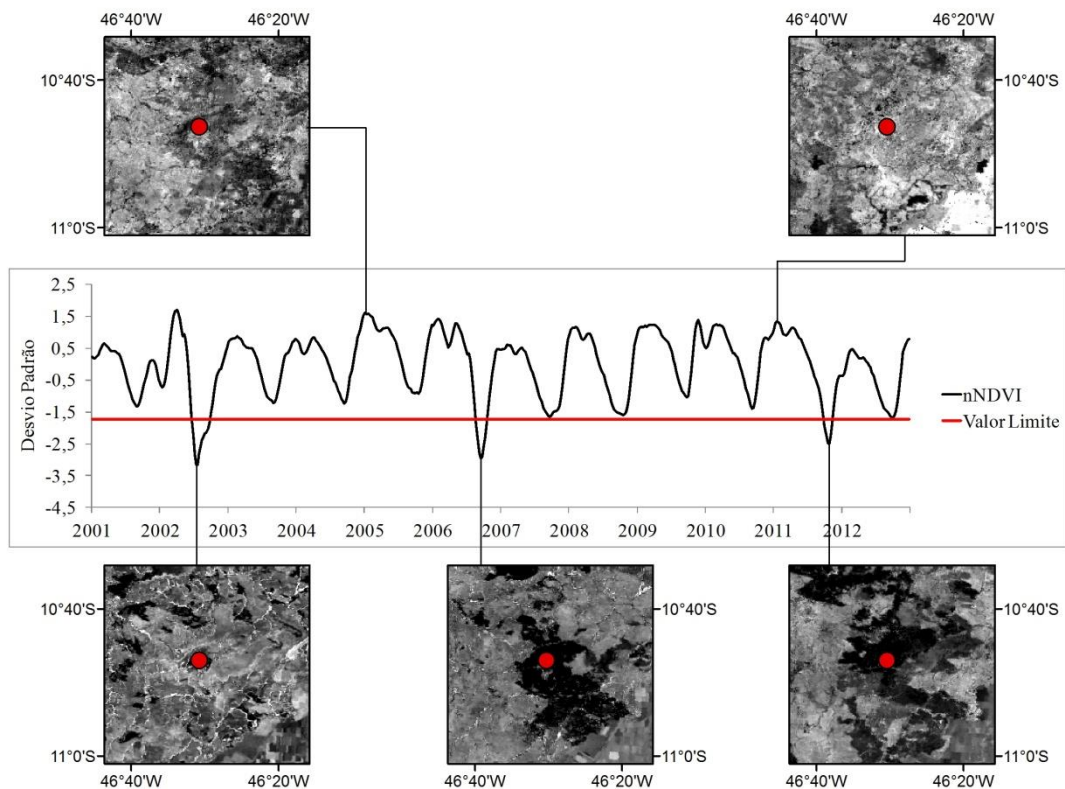


Figura 13. Assinatura temporal nNDVI para o período de 12 anos (2001-2012) enfatizando algumas imagens normalizadas. O ponto vermelho nas imagens demarca a localização da curva de tempo. As imagens da parte superior correspondem ao período em que não houve queimadas. Enquanto as imagens na parte inferior salientam eventos de queimadas, durante o período analisado.

5.4. RESULTADOS DA ANÁLISE DE ACURÁCIA

A acurácia foi realizada a partir da classificação das áreas queimadas por interpretação visual de uma imagem georreferenciada TM Landsat do dia 28 de julho de 2001 (dia 209 no calendário Juliano) e dos índices normalizados MODIS (dia 209 no calendário Juliano). Os resultados obtidos são ligeiramente distintos dos valores encontrados na etapa de definição dos valores limites. Todos os índices estudados apresentam um maior coeficiente Overall, enquanto o Kappa apresenta aumento de valores nos índices CSI e NDVI (índice Kappa 0,69 e 0,70 e coeficiente Overall 94,54 e 94,46 respectivamente) e diminuição nos índices NBR e MIRBI (índice Kappa 0,65 e 0,66 e coeficiente Overall 93,78 e 93,67 respectivamente) (**Tabela 8**). Os valores de acurácia para todos os índices são muito próximos. Por causa dessa semelhança, não é possível afirmar que exista um predomínio evidente de um determinado índice sobre os

demais. A **Tabela 9** ilustra a comparação realizada entre os índices testados, evidenciando os valores dos coeficientes Overall no triângulo inferior da matriz e o índice Kappa no triângulo superior. A comparação direta entre as classificações dos índices também demonstra valores similares dos coeficientes de acurácia entre os índices.

Tabela 8. Valores do índice Kappa e do coeficiente Overall verificados na fase de acurácia do mapeamento.

| Acurácia 2001 | | |
|----------------------|----------------|--------------|
| Índice | Overall | Kappa |
| <i>CSI</i> | 94,544 | 0.6952 |
| <i>NDVI</i> | 94,469 | 0.7092 |
| <i>NBR</i> | 93,788 | 0.6575 |
| <i>MIRBI</i> | 93,675 | 0,6697 |

Tabela 9. Correlação entre os quatro índices espectrais utilizados no mapeamento de áreas queimadas.

| | <i>CSI</i> | <i>NDVI</i> | <i>NBR</i> | <i>MIRBI</i> |
|----------------|------------|-------------|------------|--------------|
| <i>CSI</i> | | 0,7161 | 0,7748 | 0,7728 |
| <i>NDVI</i> | 95,2835 | | 0,6672 | 0,7095 |
| <i>NBR</i> | 96,4754 | 94,3917 | | 0,7026 |
| <i>MIRBI</i> | 96,1932 | 94,7663 | 94,9483 | |
| Kappa | | | | |
| Overall | | | | |

Desta forma, os resultados não demonstram uma supremacia de um índice sobre os demais, mas o contrário uma equivalência. Estudos considerando mais testes de acurácia a partir de um conjunto maior de datas tornam-se fundamentais para uma análise mais conclusiva do emprego desses índices na detecção de áreas queimadas no bioma Cerrado. Uma dificuldade imposta na presente metodologia adotada foi o emprego da técnica de interpretação visual que é muito vagarosa.

As **Figuras 14** e **15** apresentam as máscaras de fogo dos quatro índices estudados para o dia 193/2005 e 193/2001 do calendário Juliano.

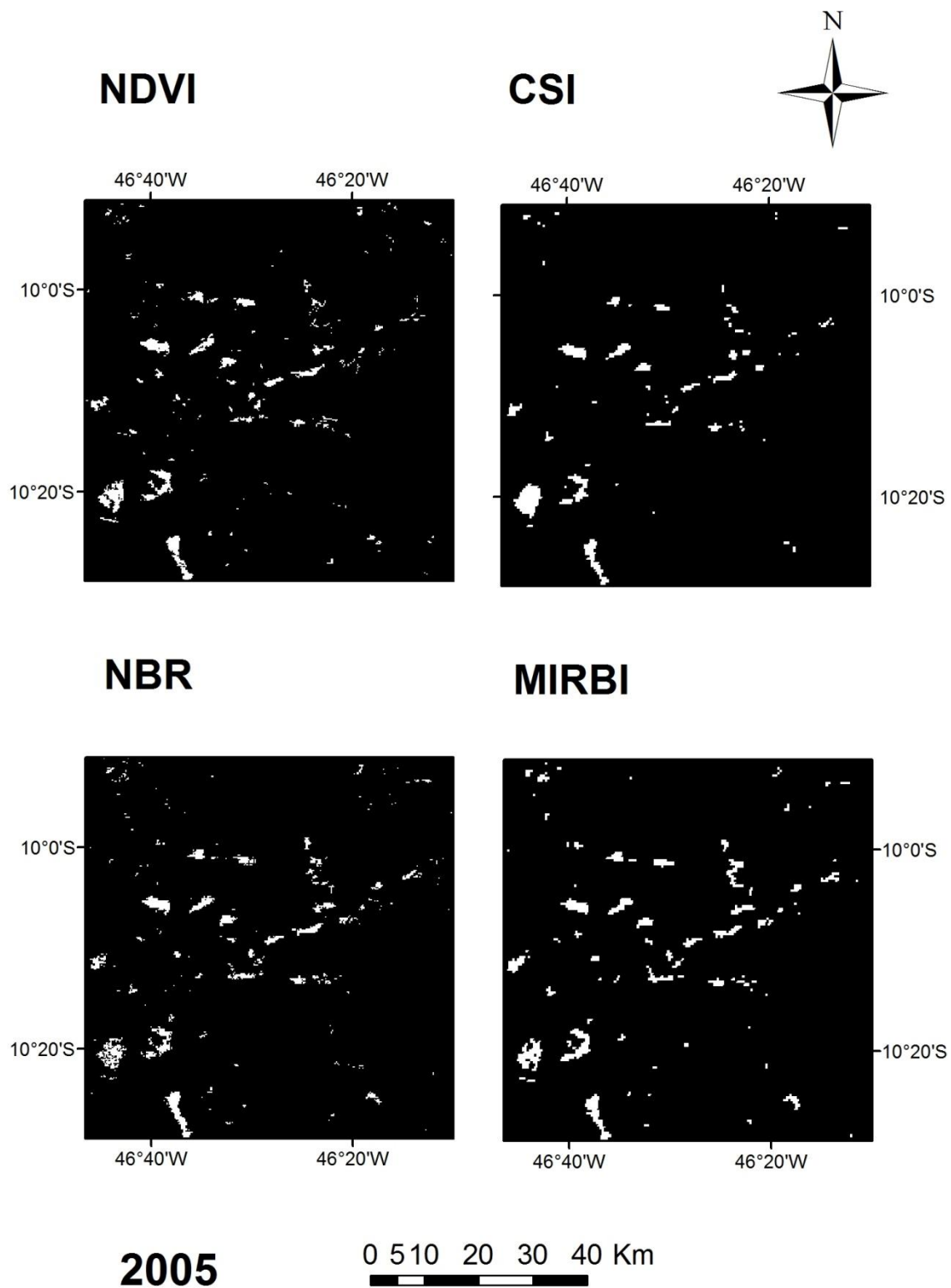


Figura 14. Máscaras de fogo dos quatro índices estudados referentes ao dia 193/2005 no calendário Juliano.

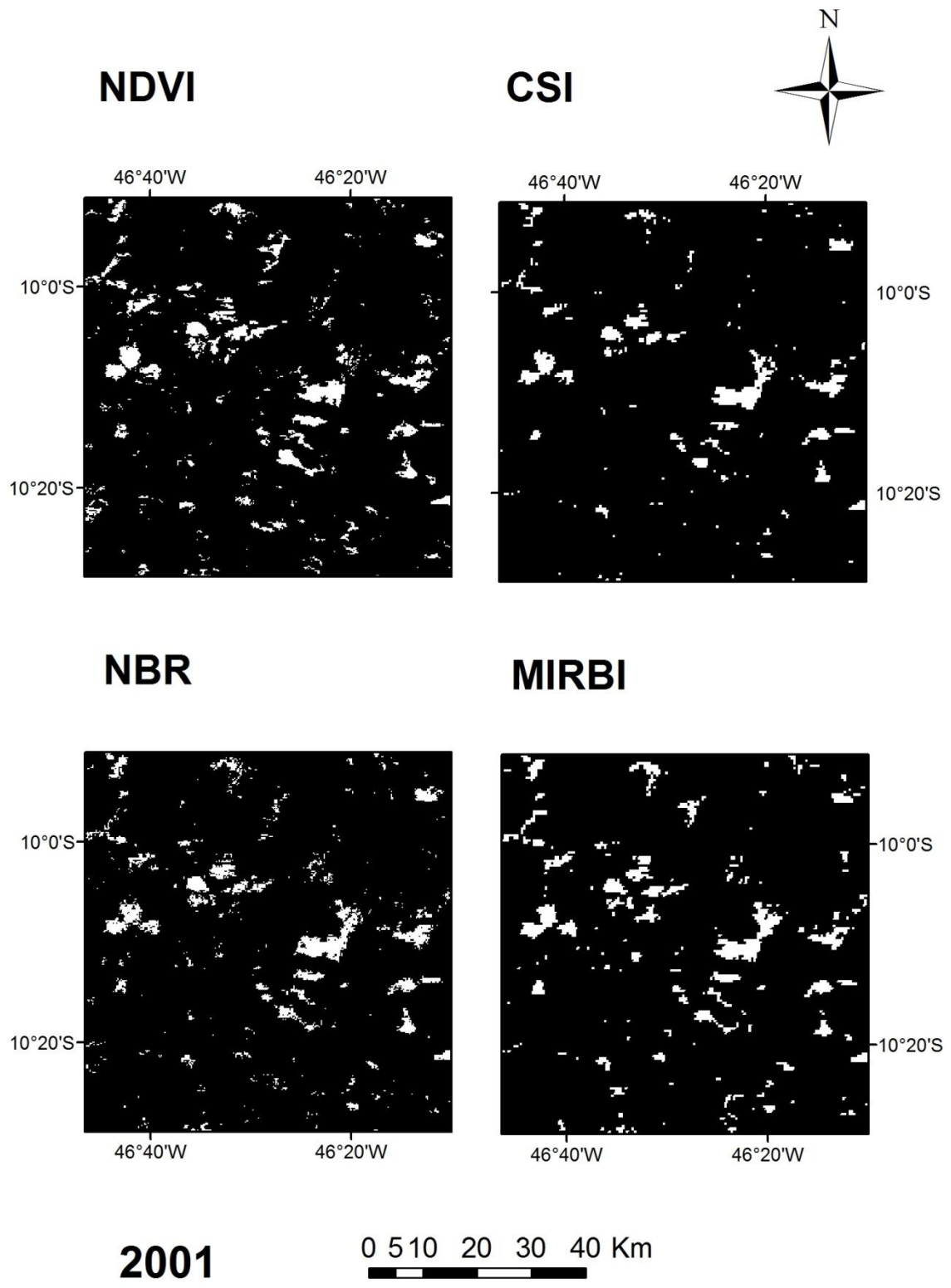


Figura 15. Máscaras de fogo dos quatro índices estudados referentes ao dia 193/2001 no calendário Juliano.

6. DISCUSSÃO

A natureza sinóptica e o custo benefício do sensoriamento remoto são cada vez mais reconhecidos como um dos principais benefícios para a gestão e a avaliação dos efeitos de desastres naturais (VERAVERBEKE *et al.*, 2012). Incêndios florestais são uma das principais perturbações que ocorrem nos ecossistemas terrestres com diversas consequências biofísicas e ecológicas em escalas distintas. Numa escala global, queimadas emitem gases traço na atmosfera (ANDREAE & CRUTZEN, 1997) e desempenham um inegável papel nas mudanças climáticas globais (PALACIOS-ORUETA *et al.*, 2005). No nível de paisagem, incêndios florestais removem parcialmente ou completamente camadas da vegetação e afetam a composição florística após o evento de fogo (LENTILE *et al.*, 2005). Métodos que permitam avaliar rapidamente os danos causados pelos incêndios são importantes, pois permitem respostas rápidas, eficazes e oportunas, o que explica o crescente interesse em dados de severidade do fogo (FRENCH *et al.*, 2008; KEY & BENSON, 2005; LENTILE *et al.*, 2006). O desenvolvimento de diversos sistemas sensores nas últimas décadas impulsionou a proposição de modelos para melhorar a interpretação da reflectância de dosséis vegetais (GOEL, 1988). Uma abordagem mais popular pode ser encontrada em dados de reflectância obtidos através de índices espectrais, devido à simplicidade computacional e aplicação direta (VERAVERBEKE, 2012).

Índices espectrais são as ferramentas mais populares para análise de dados de sensoriamento remoto. Eles se baseiam na interpretação da assinatura espectral dos alvos que interagem com a radiação solar incidente (VERSTRAETE & PINTY, 1996) e são de grande interesse para a antecipação do comportamento do fogo e possíveis impactos nos ecossistemas (MBOW *et al.*, 2004).

O uso de índices espectrais e modelos ecológicos estão se tornando de grande interesse para avaliação do comportamento do fogo e possíveis impactos nos ecossistemas. Dados de sensoriamento remoto de queimadas e GIS são amplamente utilizados em estudos espaciais e temporais de eventos ecológicos dinâmicos, como a condição da vegetação (MBOW *et al.*, 2004).

Uma das grandes vantagens dos índices espectrais é proporcionar uma solução bastante simples para um problema complexo, e do ponto de vista operacional podem ser facilmente aplicados. É evidente que o uso dessa ferramenta implica no conhecimento de um conjunto de pressupostos que podem ou não ser apropriados (VERSTRAETE & PINTY, 1996).

Estes métodos usando índices espectrais se baseiam no princípio que um índice é um caminho para qualificar a intensidade de um fenômeno, que é muito complexo para ser decomposto em parâmetros temáticos conhecidos. Eles podem, portanto, mostrar uma melhor sensibilidade que bandas espectrais individuais para o mapeamento do estado da vegetação (BANNARI *et al.*, 1995). O uso índices espectrais foi considerado bem favorável para vegetação savânica porque, ao contrário de dosséis fechados, a saturação espectral não é um problema, permitindo assim o reconhecimento, de diferenças sutis na quantidade relativa de biomassa verde (SCALON *et al.*, 2002; TODD *et al.*, 1998).

Índices espectrais são amplamente utilizados para mapeamento de áreas queimadas. No entanto, a utilização de uma abordagem utilizando diversos índices, com respectivos valores limite, aplicados para identificação de áreas queimadas, ou utilizando séries temporais, geralmente não é abordada na literatura de sensoriamento remoto de queimadas e levanta algumas questões importantes que permanecem sem solução. Como por exemplo, a seleção de um conjunto de índices adequados e o poder de generalização dos valores limite geralmente utilizada de forma empírica. Quanto à primeira questão, não há amplo consenso na comunidade científica de qual índice ou conjunto de índices seriam mais adequados para o mapeamento de áreas queimadas. No presente estudo não foi possível afirmar qual dos índices estudados (NBR, NDVI, CSI, MIRBI) é o melhor para estudos envolvendo mapeamentos de áreas queimadas, pois os índices quando comparados mostraram grandes semelhanças no mapeamento (**Tabela 9**). Quanto à questão envolvendo séries temporais de dados, áreas queimadas exibem uma vasta gama de características espectrais em função do local e evento de fogo (condições pré-fogo, características da vegetação, solos, severidade do fogo e

características pós-fogo) bem como condições de observação e coleta dos dados (condições atmosféricas, geometria de aquisição, tempo entre a aquisição da imagem e a data de incêndio), assim, as abordagens baseadas em propostas de valores limite específicos para localidades específicas, visto que um determinado valor limite pode gerar bons resultados para uma determinada região, mas pode se mostrar impreciso se for aplicado para outra região pondo em risco a robustez do algoritmo, são adequadas. Embora os métodos automatizados para valores limite ajustados às condições locais também tenham sido desenvolvidos (SMITH *et al.*, 2007), esta solução necessita ser revista sempre que o sistema é aplicado a áreas distintas (STROPPIANA *et al.*, 2012). Nesse estudo a adoção de valores limite distintos para cada índice espectral utilizado se mostrou adequado. Índices de vegetação têm sido utilizados com bastante frequência na discriminação e mapeamento de áreas queimadas. No entanto, estes índices não foram projetados para discriminação de superfícies afetadas pelo fogo, e, portanto, eles podem não ser bem adaptados para discriminar cinzas de queimadas, material predominante em áreas recentemente afetadas pelo incêndio. Neste contexto, a melhoria dos índices existentes ou a projeção de novos índices é uma linha de pesquisa que exige mais desenvolvimento (MARTÍN *et al.*, 2006). O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) foi o que verificou a maior quantidade de pixels queimados, provavelmente devido à confusão entre vegetação e outros alvos na superfície analisada. O NDVI é sensível a vegetação verde (ou ausência da mesma, no caso de áreas queimadas) e ele ainda é amplamente utilizado, embora alguns autores apontem que o NDVI não é o melhor índice para o mapeamento de área queimada (PEREIRA, 1999). No presente estudo o índice NDVI não se mostrou pior, ou melhor, que os outros índices analisados, embora tenha sido o índice que apontou a maior área queimada em hectares (**Figuras 9 e 10; Tabela 5**).

Entre os índices desenvolvidos para detecção de superfícies queimadas, temos o Normalized Burn Ratio (Key & Benson, 1999), substituindo a banda vermelha pela banda infravermelho de ondas curtas na fórmula do NDVI, o que faz com que seja sensível a eventos de fogo (DE SANTIS *et al.*, 2010; LHERMITTE *et al.*, 2011; VERAVERBEKE *et al.*, 2011). O índice Char Soil Index (SMITH *et al.*, 2005) apresentou um bom desempenho no mapeamento de áreas queimada com imagens TM Landsat TM (SMITH *et al.*, 2007). O MODIS Infrared Burn Index (MIRBI) foi proposto por Trigg & Flasse (2001) e se revelou um índice robusto em relação a fatores perturbadores (por exemplo, condições da vegetação pré-fogo e evolução espectral após

a queimada), além de mostrar a redução da confusão entre áreas queimadas e vegetação esparsa utilizando imagens do sensor ASTER (STROPPIANA *et al.*, 2009).

A análise comparativa dos diferentes índices espectrais é muito explorada na literatura. Chuvieco *et al.*, (2002) identificaram que o dBAI foi mais sensível para a detecção de áreas queimadas em comparação com as diferenças de índices: dNDVI, dSAVI e dGEMI. Epting *et al.*, (2005) utilizaram 13 índices (bandas, razões, diferenças normalizadas) para a discriminação de níveis de severidade de incêndio na região do Alasca, obtendo os melhores resultados para o índice NBR seguido por dNBR. Escuin *et al.*, (2008) compararam a detecção de áreas queimadas utilizando o índice NBR e NDVI para a região do sul da Espanha e concluíram que o NBR obtém melhores resultados devido a uma maior sensibilidade. Loboda *et al.*, (2007) observaram que os índices dNBR, dNDWI e dNDSWIR apresentaram padrões similares, mas o dNBR apresenta valores com maiores amplitudes, principalmente no período imediatamente após a queimada.

A compatibilização dos eventos de fogo entre as séries temporais de ambientes distintos proporciona um aprimoramento para a detecção automática dos eventos de fogo. Essa etapa torna-se mais necessária em ambientes de savana, que contém diferentes coberturas vegetais com distintas respostas da vegetação. Essa característica dos ambientes savânicos, que se comporta como um mosaico de diferentes vegetações (DURIGAN *et al.* 2003; FELFILI *et al.*, 2004, RATTER *et al.* 2000, 2003), talvez explique os eventuais insucessos no mapeamento de áreas queimadas (GIGLIO *et al.*, 2009), pois cada uma das fitofisionomias apresenta valores distintos para a sua delimitação.

De Carvalho Júnior *et al.*, (2015) demonstram que a diferença anual mostrou uma boa acurácia nos eventos de fogo, mas que apresenta um significativo aumento de erros ao longo da série temporal, evidenciando muitos falsos positivos (o resultado indica a presença de área queimada quando na realidade ela não existiu).

Propomos um método para o mapeamento de áreas queimadas a partir de séries temporais de imagens MODIS. O método agrega informações fornecidas por um conjunto de índices espectrais de imagens MODIS normalizadas. Cada índice pode ser utilizado como uma fonte de evidência positiva, mas a agregação simultânea de vários índices pode fornecer uma avaliação mais confiável das características das áreas queimadas, utilizando a convergência de elementos de prova fornecidos por informações redundantes. A análise dos pixels extraídos das áreas queimadas e

espectralmente semelhantes provavelmente contribuíram, para a adição de erros de comissão (sombras de nuvens, topografia, vegetação seca e esparsa, solo exposto e água) e destaca o fato de que cada índice contribui para o mapeamento espectral de queimadas, mas ao mesmo tempo introduz alguma confusão espectral com outra classe de superfície.

A adoção de métodos utilizando diversos índices espectrais se mostra adequada como anteriormente já demonstrado por Bastarrika et al., 2011 e Veraverbeke et al., 2011, 2012, entretanto a adoção de metodologias utilizando séries temporais de imagens e normalização temporal ainda não foi muito explorada nos estudos de sensoriamento remoto de queimadas. Novas pesquisas são necessárias para a consolidação das metodologias. A principal limitação associada ao uso de índices de vegetação se baseia no fato da sensibilidade na resposta espectral depender do instrumento, por isso a adoção de resultados absolutos é um risco.

A utilização de séries temporais MODIS na identificação de áreas queimadas no Cerrado, utilizando um método baseado na normalização de séries temporais e utilizando índices espectrais conforme o proposto no presente estudo exigiu grande esforço no processamento das imagens devido à quantidade de cenas necessárias para cobrir toda a área de estudo bem como a quantidade de imagens necessárias para contemplar os doze anos de estudo (552 imagens), além disso, o uso de uma razoável quantidade de softwares para download, processamento, análise e apresentação dos dados, bem como a necessidade de servidores para o backup dos dados e o tempo gasto na construção do banco de dados que será analisado requer grande empenho por parte do pesquisador.

7. CONCLUSÕES

O uso de índices espectrais é considerado favorável para vegetação savânica, pois ao contrário de ambientes florestais com dosséis fechados, a saturação espectral não é um problema nesse tipo de ecossistema permitindo assim o reconhecimento de pequenas diferenças na quantidade de biomassa vegetal. Por outro lado, a heterogeneidade das paisagens do bioma Cerrado (percentual de cobertura arbórea, umidade, solos, substrato, etc.) e as condições pós-fogo (cinzas, carvão, solo exposto, etc.) necessitam de uma normalização das séries temporais que não implique na adição de ruídos. No presente, trabalho a utilização da normalização dos índices espectrais a partir do método z-score proporcionou uma significativa melhora na detecção das áreas queimadas. Este método permite o mapeamento das áreas queimadas em ambientes com alta heterogeneidade de fisionomias adotando uma abordagem flexível, adotando um mesmo e simples procedimento que proporciona ajustes específicos para cada paisagem. As áreas queimadas foram bem delimitadas utilizando os quatro índices espectrais normalizados (nNDVI, nNBR, nCSI e nMIRBI-invertido). Os quatro índices provocam uma queda acentuada em seus valores após o evento de fogo, permitindo a sua detecção. Não foi possível determinar o melhor índice para o mapeamento de áreas queimadas no Cerrado. Pesquisas futuras devem ser realizadas utilizando um número maior de imagens na análise de acurácia. Por fim, a consolidação de técnicas de sensoriamento remoto por meio de séries temporais para o monitoramento de queimadas e avaliação dos impactos causados pelo fogo é uma importante ferramenta para as decisões técnicas para definir ações de manejo, prevenção e controle dos incêndios florestais no interior das unidades de conservação (federais, estaduais e municipais) e no território nacional.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALHO, C. J. R. & MARTINS, E. S. **De grão em grão, o Cerrado perde espaço**. Documento para Discussão. Brasília: WWF/Procer, 1995.
- ALLEN, C. D. Lots of lightning and plenty of people: An ecological history of fire in the upland southwest. In: **Fire, native peoples and the natural landscapes**. Thomas R. Vale. Ed. Washington, DC: Island Press, 2002.
- ALLEN, J. L. & SORBEL, B. Assessing the differenced Normalized Burn Ratio's ability to map burn severity in the boreal forest and tundra ecosystems of Alaska's national parks. **International Journal of Wildland Fire** 17, p. 463-477. 2008
- ANDERSEN, A. N.; BRAITHWAITE, R. W.; COOK, G. D.; CORBETT, L. K.; WILLIAMS, R. J.; DOUGLAS, M. M.; GILL, A. M.; SETTERFIELD, S. A. & MULLER, W. J. Fire research for conservation management in tropical savannas: Introducing the Kapalga fire experiment. **Australian Journal of Ecology**, v. 23, 95-110. 1998.
- ANDERSON, A. B. & POSEY, D. A. Management of a tropical scrub savanna by the Gorotire Kayapó of Brazil. **Advances in Economic Botany** 7: 159-173. 1989.
- ANDERSON, L. O., LATORRE, M. L., SHIMABUKURO, Y. E., ARAI, E. & CARVALHO JÚNIOR, O. A. Sensor MODIS uma abordagem geral., **Publicação técnica. INPE-10131 – RPQ/752**. São José dos Campos, 2003.
- ANDREA, M. O.; BROWELL, E. V.; GARSTANG, M.; GREGORY, G. L.; HARRIS, R. C.; HILL, C. F.; JACOB, D. J.; PEREIRA, M. C.; SACHSE, G. W.; SETZER, A. W.; DIAS P. L. S.; TALBOT, R. W. TORRES, A. L. & WOFSY, S. C. Biomass burning emissions and associated haze layers over Amazonia. **Journal of Geophysical Research**, v. 93, nº. D2, p. 1509-1527. 1988
- ANDREAE, M. O. & CRUTZEN, P. J. Atmospheric aerosols: Biogeochemical sources and role in atmospheric chemistry. **Science** 276 (5315), p. 1052-1058. 1997.
- ARRUDA, M. B. & VON BEHR, M. **Jalapão: expedição científica e conservacionista**. 1. ed. Brasília: Edições Ibama, v. 1. 93 p. 2002.
- BALÉE, W. **Footprints of the Forest. Ka'apor Ethnobotany – The Historical Ecology of Plant Utilization by an Amazonian People**, Columbia University Press, New York. 1994.
- BANNARI, A.; MORIN, D.; BONN, F. & HUETE, A. R. A review of vegetation indices. **Remote Sensing Reviews**, v. 13, p. 95 – 120. 1995.
- BARRETT, K. & KASISCHKE, E. S. Controls on variations in MODIS fire radiative power in Alaskan boreal forests: Implications for fire severity conditions. **Remote Sensing of Environment**, v. 130, p. 171 – 181. 2013.
- BARTALEV, S. A., EGOROV, V. A., LOUPIAN, E. A. & UVAROV, I. A. Multi-year circumpolar assessment of the area burnt in boreal ecosystems using SPOT-VEGETATION. **International Journal of Remote Sensing**, 28, 1397 – 1404. 2007.

BARTSCH A., BALTZER, H. & GEORGE, C. The influence of regional surface soil moisture anomalies on forest fires in Siberia observed from satellites. **Environment Research Letters**, v. 4, p. 1 – 9. 2009.

BASTARRIKA, A., CHUVIECO, E., MARTÍN, M.P. Automatic Burned Land Mapping From MODIS Time Series Images: Assessment in Mediterranean Ecosystems. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 49, n. 9, p. 3401-3413, 2011.

BEERLING, D. J. & OSBORNE, C. P. The origin of the savanna biome. **Global Change Biology**, 12, p. 2023-2031. 2006.

BOMFIM, L. F. C. & GOMES, R. A. D. **Aquífero Urucuia – Geometria e espessura: Ideias para discussão**. Companhia de pesquisa de Recursos Minerais (CPRM). 2002.

BOND, W. J., WOODWARD, F. I. & MIDGLEY, G. F. The global distribution of ecosystems in a world without fire. **New Phytologist**, v. 165, p. 525-538. 2005.

BOND, W.J. & KEELEY, J. E. Fire as global ‘herbivore’: The ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends in Ecology and Evolution**. 20:387-394. 2005.

BORGES, E. F. & SANO, E. E. Séries temporais de EVI do MODIS para o mapeamento de uso e cobertura vegetal do oeste da Bahia. **Boletim de Ciências Geodésicas**, Curitiba, v. 20, n. 3, p. 526-547. 2014.

BOSCHETTI, M., STROPPIANA, D. & BRIVIO, P.A. Mapping Burned Areas in a Mediterranean Environment Using Soft Integration of Spectral Indices from High-Resolution Satellite Images. **Earth Interactions**, v. 14, 2010.

BOWMAN, D. M. J. S., BALCH, J. K., ARTAXO, P., BOND, W. J., CARLSON, J. M., COCHRANE, M. A., D’ANTONIO, C. M., DEFRIES, R. S., DOYLE, J. C., HARRISON, S. P., JOHNSTON, F. H., KEELEY, J. E., KRAWCHUK, M. A., KULL, C. A., MARSTON, J. B., MORITZ, M. A., PRENTICE, I. C., ROOS, C. I., SCOTT, A. C., SWETNAM, T. W., VAN DER WERF, G. R. & PYNE S. J. Fire in the Earth System. **Science**, v. 324, p. 481-484. 2009.

BOWMAN, D. Understanding a flammable planet – climate, fire and global vegetation patterns. **New Phytologist**, v. 165, 341–345. 2005.

BOX, G., JENKINS, G. & REINSEL, G. **Time Series Analysis: Forecasting and Control**, 3rd ed. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey. 1994.

BROWN, J. K. & SMITH, J. K. (eds.) **Wildland fire in ecosystems: effects of fire on flora**. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 2. Ogden, UT: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 257 p. 2000.

BYRAM, G. M. Combustion of Forest Fuels. In **Forest fire: Control and Use**. (Ed. KP Davis) p. 61–89. (McGraw-Hill: NewYork). 1959.

CAMPOS, J. E. G. & DARDENNE, M. A. Origem e Evolução Tectônica da Bacia Sanfranciscana. **Revista Brasileira de Geociências**, 27 (3), p. 238-294. 1997a.

CAMPOS, J.E.G., DARDENNE M.A. Estratigrafia e sedimentação da Bacia Sanfranciscana: uma revisão. **Revista Brasileira de Geociências**, 27, 269-282, 1997b.

DE CARVALHO JÚNIOR, O. A., GUIMARÃES, R. F., SILVA, C. R. & GOMES, R. A. T. Standardized time-series and interannual phenological deviation: New techniques for burned-area detection using long-term MODIS-NBR dataset. **Remote Sensing**, v. 7, p. 6950-6985. 2015.

CARVALHO JÚNIOR, O. A., SAMPAIO, C. S., SILVA, N. C., COUTO JÚNIOR, A. F., GOMES, R. A. T., CARVALHO, A. P. F. & SHIMABUKURO, Y. E. Classificação de padrões de savana usando assinaturas temporais NDVI do sensor MODIS no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 26, nº 4, p. 505-517. 2008.

CHEN, J., CHEN, W., LIU, J., CIHLAR, J. & GRAY, S. Annual carbon balance of Canada's forests during 1895–1996. **Global Biogeochemical Cycles** 14, 839–849. 2000.

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 Sensing of Environment**, 91, p. 332–334. 2004

CHRISTIN, P. A., BESNARD, G., SAMARITANI, E., DUVALL, M. R., HODKINSON, T. R., SAVOLAINEN, V. & SALAMIN, N. Oligocene CO₂ decline promoted C₄ photosynthesis in grasses. **Current Biology**, v. 18, p. 37-43. 2008.

CHUVIECO, E. & CONGALTON, R. G. Using cluster analysis to improve the selection of training statistics in classifying remotely sensed data. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 54, p. 1275 – 1281. 1988.

CHUVIECO, E., MARTIN, M.P., PALACIOS, A. Assessment of different spectral indices in the red-near-infrared spectral domain for burned land discrimination. **International Journal of Remote Sensing**, v. 23, n. 23, p.5103-5110, 2002.

CONARD, S. G., SUKHININ, A. I., STOCKS, B. J., CAHOON, D. R., DAVIDENKO, E. P. & IVANOVA, G. A. Determining effects of area burned and fire severity on carbon cycling and emissions in Siberia. **Climatic Change** 55, 197–211. 2002.

CONGALTON, R. & GREEN, K. **Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices**, CRC/Lewis Press: Boca Raton, FL, USA, 1999.

CORONA, P., LAMONACA, A., CHIRICI, G. Remote sensing support for post fire forest management. **iForest**, v. 1, p. 6-12, 2008.

COUTINHO, L. M. Ecological effects of fire in Brazilian Cerrado. In: B. J. Huntley & B. H. Walker (Eds.). **Ecological of tropical savannas**. Springer Verlag, Berlin, p. 273 – 291. 1982.

COUTINHO, L.M. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado. In: Goldamer, J.G. (ed.). **Fire in the tropical biota – ecosystem process and global challenges**, p 82-105. Springer-Verlag, Berlim. (Ecological Studies V. 8). 1990.

- D'ANTONIO, C. M., VITOUSEK, P. M. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Annual Review of Ecology and Systematics** 23: 63–87. 1992.
- DE BANO, L.F., NEARY, D. G. & FOLLIOT, P.F. **Fire Effect on Ecosystems**. John Wiley and Sons, New York, USA., 333p.
- DE MORAIS, F. & DE CRISTO, S. S. V. Jalapão: Sedimentary Heritages in Central Brazil. In: **Landscapes and landforms of Brazil**. Editors: Vieira, B. C., Salgado, A., Santos, L. (Eds.). Springer Verlag NY. 2014.
- DE SANTIS, A.; ASNER, G. P.; VAUGHAN, P. J. & KNAPP, D. E. Mapping burn severity and burning efficiency in California using simulation models and Landsat imagery. **Remote Sensing of Environment**, 114, p. 1535-1545. 2010.
- DENNISON, P. E. Fire detection in imaging spectrometer data using atmospheric carbon dioxide absorption. **International Journal of Remote Sensing**, 27 (14), p. 3049-3055. 2006.
- DÍAZ-DELGADO, R., LLORET, F. & PONS, X. Influence of fire severity on plant regeneration through remote sensing imagery. **International Journal of Remote Sensing** 24, 1751–1763. 2003.
- DUBININ, M., POTAPOV, P., LUSHCHEKINA, A. & RADELOFF, V. C. Reconstructing long time series of burned areas in arid grasslands of southern Russia by satellite remote sensing. **Remote Sensing of Environment**, 114 (8), p. 1638-1648. 2010.
- DUNCAN, B. W., SHAO, G. & ADRIAN, F. W. Delineating a managed fire regime and exploring its relationship to the natural fire regime in East Central Florida, USA: A remote sensing and GIS approach. **Forest Ecology and Management**, v. 258, p. 132–145. 2009.
- DURIGAN G., RATTER J.A., BRIDGWATER S., SIQUEIRA M. F. & FRANCO A. D. C. Padrões fitogeográficos do cerrado paulista sob uma perspectiva regional. **Hoehnea**, v. 30, n. 1, p. 39–51, 2003.
- DWYER, E., PINNOCK, S., GREGOIRE, J. M. & PEREIRA, J. M. C. Global spatial and temporal distribution of vegetation fire as determined from satellite observations. **International Journal of Remote Sensing** 21 (6, 7), p. 1289-1302. 2000.
- EIDENSHINK, J., SCHWIND, B., BREWER, K., ZHU, Z. L., QUAYLE, B. & HOWARD, S. Monitoring Trends in Burn Severity. **Fire Ecology** Special Issue v. 3, n. 1, p. 3 – 21. 2007.
- EITEN, G. Delimitação do conceito de Cerrado. **Arquivos do Jardim Botânico**, Rio de Janeiro 21: 125-134. 1977.
- EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. **Botanical Review** 38: 201-341. 1972.

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

ESCUIN, S., NAVARRO, R., FERNÁNDEZ, P. Fire severity assessment by using NBR (Normalized Burn Ratio) and NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) derived from LANDSAT TM/ETM images. **International Journal of Remote Sensing**, v. 29, n. 4, p. 1053-1073, 2008.

EVA, H. & LAMBIN, E.F. Burned area mapping in Central Africa using ATSR data. **International Journal of Remote Sensing**, 19, n. 18, p. 3473-3497. 1998.

FAO, 2009. **Forest fires and the law: A guide for national drafters based on the fire management voluntary guidelines**, 175p.

FAO, 2010. **Wildland fire management - Handbook for trainers**, 248 p.

FELFILI, J. M., DA SILVA JÚNIOR, M. C., SEVILHA, A. C., FAGG, C. W., WALTER, B. M. T., NOGUEIRA, P. E. & REZENDE, A. V. Diversity, floristic and structural patterns of Cerrado vegetation in Central Brazil. **Plant Ecology**, v. 175, n. 1, p. 37-46, 2004.

FELFILI, J. M., SOUSA-SILVA, J. C. & SCARIOT, A. Biodiversidade, ecologia e conservação do Cerrado: avanços no conhecimento. In: **Cerrado: Ecologia, biodiversidade e conservação**. Aldicir Scariot, José Carlos Sousa-Silva e Jeanine M. Felfili (Organizadores). Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005.

FENSHAM, R. J., FAIRFAX, R. J. & ARCHER, S. R. Rainfall, land use and woody vegetation cover change in semi-arid Australian savanna. **Journal of Ecology** 93: 596-606. 2005.

FIDELIS, A. & PIVELLO, V. R. Deve-se usar o fogo como instrumento de manejo no Cerrado e Campos Sulinos? **Biodiversidade Brasileira**, ano 1, n. 2, p. 12 – 25. 2011.

FIELD, C. B. & FUNG, I. Y. Biogeochemical Cycles. The not so big U.S. carbon sink. **Science** 285 (5427), 544–545. 1999.

FORSYTH, G. G. & VAN WILGEN, B. W. The recent fire history of the Table Mountain National Park and implications for fire Management. **Koedoe: African Protected Area Conservation and Science**, v. 50, n. 1, p. 3-9. 2008.

FRANCO, A.C., BUSTAMANTE, M., CALDAS, L.S., GOLDSTEIN, G., MEINZER, F.C., KOZOVITS, A.R., RUNDEL, P. & CORADIN, V.R.T. Leaf functional traits of Neotropical savanna trees in relation to seasonal water deficit. **Trees** 19, p. 326–335. 2005.

FRANÇA, H. **Metodologia de identificação e quantificação de áreas queimadas no cerrado com imagens AVHRR/NOAA**. Tese de Doutorado. 133p. 2000.

FRASER, R.H., LI, Z. & CIHLAR, J. Hotspot and NDVI Differencing Synergy (HANDS): A New Technique for Burned Area Mapping over Boreal Forest. **Remote Sensing of Environment**, 74, p. 362-376, 2000.

FRENCH, N. H. F., KASISCHKE, E. S., HALL, R. J., MURPHY, K. A., VERBYLA, D. L., HOY, E. E. & ALLEN, J. L. Using Landsat data to assess fire and burn severity in the North American boreal forest region: an overview and summary of results. **International Journal of Wildland Fire** 17, p. 443–462. 2008.

FRIEDL, M. A., McIVER, D. K., HODGES, J.C.F., ZHANGA, X.Y., MUCHONEY, D., STRAHLER, A.H., WOODCOCKA, C.E. GOPAL, S., SCHNEIDER, A., COOPER, A., BACCINI, A., GAOA, F.& SCHAAF, C. Global land cover mapping from MODIS: algorithms and early results. **Remote Sensing of Environment** 83, p. 287 – 302. 2002.

FURLEY, P.A. The nature and diversity of neotropical savanna vegetation with particular reference to the Brazilian cerrados. **Global Ecology and Biogeography** 8: 223-241, 1999.

FURYAEV, V.V. & ZLOBINA, L. P. Regeneration of pine-lichen forests under cyclic fires. In **Forest Fires and Their Effects**, Krasnoyarsk, Institute of Forest, Siberian Branch, USSR Academy of Sciences, p. 83 – 92, (In Russian), 1985.

GAO, B. NDWI - A Normalized Difference Water Index for remote sensing of vegetation liquid water from space. **Remote Sensing of Environment**, 58, p. 257–266. 1996.

GEMITZI, A. & STEFANOPOULOS, K. Evaluation of the effects of climate and man intervention on ground waters and their dependent ecosystems using time series analysis. **Journal of Hydrology**. 403, 130–140. 2011.

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 Sensing of Environment**, 113, 2, p. 408-420. 2009.

GIGLIO, L., VAN DER WERF, G. R., RANDERSON, J. T., COLLATZ, G. J. & KASIBHATLA, P. Global estimation of burned area using MODIS active fire observations. **Atmospheric Chemistry and Physics**, 6, p. 957–974, 2006.

GOEL, N. S. Models of vegetation canopy reflectance and their use in estimation of biophysical parameters from reflectance data, **Remote Sensing Reviews** 4 (1), p. 1-212. 1988.

GÓMEZ, I. & MARTÍN, I. Estudio Comparativo de Índices Espectrales para la Cartografía de Áreas Quemadas con Imágenes MODIS. **Revista de Teledetección**, 29, p. 15-24. 2008.

GRANGER, C. W. J. & NEWBOLD, P. **Forecasting Economic Time Series**. Academic Press, New York. 1977.

HARDESTY, J., MYERS R. & FULKS W. Fire, ecosystems, and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. **The George Wright Forum** 22: 78-87, 2005.

HARDY, C. C. Wildland fire hazard and risk: Problems, definitions, and context. **Forest Ecology and Management** 211, 73–82. 2005.

HARTFORD, R. A. & FRANDBSEN, W. H. When it's hot, it's hot...or maybe it's not! (Surface flaming may not portend soil heating). **International Journal of Wildland Fire** 2, 139–144. 1992.

HECHT, S. & POSEY, D. A. Preliminary results on soil management techniques of the Kayapó Indians. **Advances in Economic Botany** 7: 174–188. 1989.

HECHT, S.B. Kayapó savanna management: fire, soils, and forest islands in a threatened biome. In: **Amazonian dark earths: Wim Sombroek's vision**. W. I. Woods, W. G. Teixeira, J. Lehmann, C. Steiner, A. M. G. A. WinklerPrins, and L. Rebellato, editors. Springer, New York, New York, USA, p. 143-161. 2009.

HENRIQUES, R. P. B. Influência da história, solo e fogo na distribuição e dinâmica das fitofisionomias no bioma do Cerrado. In **CERRADO: Ecologia, Biodiversidade e Conservação**. Aldicir Scariot, José Carlos Sousa-Silva, Jeanine M. Felfili (Organizadores). Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005.

HIRD, J.N., MCDERMID, G.J. Noise reduction of NDVI time series: An empirical comparison of selected techniques. **Remote Sensing of Environment**, 113, 248–258. 2009.

HUDAK, A.T. & BROCKETT, B.H. Mapping fire scars in a southern African savannah using Landsat imagery. **International Journal of Remote Sensing**, v. 25, n.16, p. 3231-3243, 2004.

HUESCA, M., LITAGO, J., MERINO-DE-MIGUEL, S., CICUENDEZ-LÓPEZ-OCANA, V. & PALACIOS-ORUETA, A. Modeling and forecasting MODIS-based Fire Potential Index on a pixel basis using time series models. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation** 26, p. 363–376. 2014.

HUETE, A. A. Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI). **Remote Sensing of Environment**, 25, p. 295–309, 1988.

HUETE, A., DIDAN, K., MIURA, T., RODRIGUEZ, E., GAO, X. & FERREIRA, L. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. **Remote Sensing of Environment**, 83, p. 195–213, 2002.

IBAMA. **Plano operativo de prevenção e combate aos incêndios florestais do Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba**. 2007.

IBAMA. **Prevenção, controle e monitoramento de queimadas irregulares e incêndios florestais no Cerrado**. 2013.

ICE, G. G., NEARY, D. G. & ADAMS, P. W. Effects of wildfire on soils and watershed processes. **Journal of Forestry** 102(6), 16–20. 2004.

ICMBIO. **Plano de Manejo da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins**. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Brasília, 529 p. 2014.

IPCC. Summary for Policymakers. In: **Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**, edited by M. L. Parry,

O. F. Canziani, J. P. Palutikof, P. J. Van der Linden and C. E. Hanson, pp. 7-22, Cambridge University Press, Cambridge, UK. 2007.

ISAEV, A.S., KOROVIN, G.N., BARTALEV, S.A., ERSHOV, D.V., JANETOS, A., KASISCHKE, E.S., SHUGART, H.H., FRENCH, N.H.F., ORLICK, B.E., MURPHY, T.L.. Using remote sensing to assess Russian forest fire carbon emissions. **Climatic Change**, v. 55, p. 235-249, 2002.

JAIN, T., PILLIOD, D. & GRAHAM, R. Tongue-tied. **Wildfire** 4, 22–26. 2004.

JUSTICE, C. O., GIGLIO, L., KORONTZI, S., OWENS, J., MORISETTE, J. T., ROY, D., DESCLOITRES, J., ALLEAUME, S., PETITCOLIN, F. & KAUFMAN, Y. The MODIS fire products. **Remote Sensing of Environment**, v. 83, issue 2, p. 244-262. 2002.

JUSTICE, C. O., TOWNSHEND, J. R. G., VERMOTE, E. F., MASUOKA, E., WOLFE, R. E., SALEOUS, N., ROY, D. P. & MORISETTE, J. T. An overview of MODIS land data processing and product status. **Remote Sensing of Environment**, v. 83, issue 2, p. 3-15. 2002a.

KASISCHKE, E. S. & BRUHWILER, L. P. Emissions of carbon dioxide, carbon monoxide, and methane from boreal forest fires in 1998. **Journal of Geophysical Research** 108, 8146. 2003.

KAUFFMAN, J.B., CUMMINGS, D.L. & WARD, D.E. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along vegetation gradient in the Brazilian Cerrado. **Journal of Ecology** 82: 519-531.

KAUFMAN, Y. J. & TANRÉ, D. Atmospherically resistant vegetation index (ARVI) for EOS-MODIS. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, 30 (2), p. 261-270. 1992.

KEELEY, J. E. & RUNDEL, P. W. Fire and the Miocene expansion of C₄ grasslands. **Ecology Letters**, 8, p. 683-690. 2005.

KETTERINGS, Q. M. & BIGHAM, J. M. Soil color as an indicator of slash and burn fire severity and soil fertility in Sumatra, Indonesia. **Soil Science Society of America Journal** 64, 1826–1833. 2000.

KEY, C. H. & BENSON, N. C. Measuring and remote sensing of burn severity. In L. F. Neuenschwander, & K. C. Ryan (Eds.), **Proceedings Joint Fire Science Conference and Workshop, vol. II** (p. 284). Moscow, ID: University of Idaho and International Association of Wildland Fire. 1999.

KEY, C. H. & BENSON, N. C. **Measuring and remote sensing of burn severity**. US Geological Survey Wildland Fire Workshop, 31 October to 3 November 2000, Los Alamos, NM. USGS Open-File Report 02-11. 2002.

KEY, C. H. & BENSON, N. Landscape assessment: Ground measure of severity, the Composite Burn Index, and remote sensing of severity, the Normalized Burn Index. In D. Lutes, R. Keane, J. Caratti, C. Key, N. Benson, S. Sutherland, & L. Gangi (Eds.), **FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system**. USDA Forest Service,

Rocky Mountains Research Station, General Technical Report RMRS-GTR-164-CD LA. (p. 1–51). 2005.

KEY, C. H. Ecological and sampling constraints on defining landscape fire severity. **Fire Ecology**, 2, 34–59. 2006.

KEY, C. H. Remote sensing sensitivity to fire severity and fire recovery. In: **Proceedings of the 5th international workshop on remote sensing and GIS applications to forest fire management: Fire effects assessment**. (Eds J De La Riva, F Perez-Cabello, E Chuvieco, Universidad de Zaragoza: Spain). p. 29–39. 2005.

KLINK, C. A. & MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, v. 19(3), p. 707-713. 2005.

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

LANDIS, J. R. & KOCH, G. G. The Measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, 33, p. 154-174. 1977.

LANDMANN, T. Characterizing sub-pixel Landsat ETM+ fire severity on experimental fires in the Kruger National Park, South Africa. **South African Journal of Science** 99, 357–360. 2003.

LATORRE, M. L., ANDERSON, L. O., SHIMABUKURO, Y. E. & CARVALHO JÚNIOR, O. A. Sensor MODIS: Características gerais e aplicações. **Espaço e Geografia**, v. 6, n. 1, p. 91-121. 2003.

LE PAGE, Y., PEREIRA, J. M. C., TRIGO, R., DA CAMARA, C., OOM, D. & MOTA, B. Global fire activity patterns (1996–2006) and climatic influence: an analysis using the World Fire Atlas. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 8, p. 1911–1924, 2008.

LENTILE, L. B., SMITH, F. W. & SHEPPERD, W. D. Patch structure, fire scar formation and tree regeneration in a large mixed-severity fire in the South Dakota Black Hills, USA. **Canadian Journal of Forest Research** 35, p. 2875–2885. 2005.

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.

LEWIS, S. A., WU, J. Q. & ROBICHAUD, P. R. Assessing burn severity and comparing soil water repellency, Hayman Fire, Colorado. **Hydrological Processes** 20, 1–16. 2006.

LHERMITTE, S., VERBESSELT, J., VERSTRAETEN, W. W., VERAVERBEKE, S. & COPPIN, P. Assessing intra-annual vegetation regrowth after fire using the pixel based regeneration index. **SPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing** 66 (1) p. 17-27. 2011.

- LOBODA, T., O'NEAL, K. J. & CSISZAR, I. Regionally adaptable dNBR-based algorithm for burned area mapping from MODIS data. **Remote Sensing of Environment** 109 (4), p. 429–442. 2007.
- LOHMAN, D. J., BICKFORD, D. & SODHI, N. S. The Burning Issue. **Science**, v. 316, p. 376. 2007.
- MALENOVSKY, Z., MISHRA, K. B., ZEMEK, F., RASCHER, U., & NEDBAL, L. Scientific and technical challenges in remote sensing of plant canopy reflectance and fluorescence. **Journal of Experimental Botany**, 60 (11), p. 2987–3004. 2009
- MALMSTRÖM, A. The importance of measuring fire severity – Evidence from microarthropod studies. **Forest Ecology and Management**, v. 260, p. 62-70. 2010.
- MARIÑO, M. A., TRACY, J. C. & TAGHAVI, S. A. Forecasting of reference crop evapotranspiration. **Agricultural Water Management**. 24 (3), 163–187. 1993.
- 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.
- MARTÍN, M. P. **Cartografía e inventario de incendios forestales en la Península Ibérica a partir de imágenes NOAA AVHRR**. Doctoral thesis, Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares. 1998.
- MARTÍN, M. P., GÓMEZ, I. & CHUVIECO, E. Burnt Area Index (BAIM) for burned area discrimination at regional scale using MODIS data. **Forest Ecology and Management**, v. 234, p. S221. 2006
- MAYBURY-LEWIS, D. **A sociedade Xavante, Francisco Alves**, Rio de Janeiro. 1984.
- MBOW, C., GOÏTA, K. & BÉNIÉ, G. B. Spectral indices and fire behavior simulation for fire risk assessment in savanna ecosystems. **Remote Sensing of Environment**, 91, p. 1-13, 2004.
- MELO, M. M. 2007. **A confluência entre a ecologia do fogo e o conhecimento Xavante sobre o manejo do fogo no Cerrado**. Tese de Doutorado em Desenvolvimento Sustentável. Universidade de Brasília. 127p.
- MILLER, J. D. & YOOL, S. R. Mapping forest post-fire canopy consumption in several overstory types using multi-temporal Landsat TM and ETM data. **Remote Sensing of Environment** 82, 481–496. 2002.
- MILLER, J.D. & THODE, A.E. Quantifying burn severity in a heterogeneous landscape with a relative version of the delta Normalized Burn Ratio (dNBR). **Remote Sensing of Environment**, 109, p. 66-80, 2007.
- MILLER, J.D., SKINNER, C. N., SAFFORD, H. D., KNAPP, E. E. & RAMIREZ, C. M. Trends and causes of severity, size, and number of fires in northwestern California, USA. **Ecological Applications**, v. 22, p. 184 – 203. 2012.

- MILNE, A. K. The use of remote sensing in mapping and monitoring vegetational change associated with bushfire events in Eastern Australia. **Geocarto International**, v. 1 (1), p. 25 – 32. 1986.
- MIRANDA, H. S., SATO, M. N., NETO, W. N., AIRES, F. S. Fires in the Cerrado, the Brazilian savanna. In: M. A. Cochrane (Ed.). (Org.). **Tropical Fire Ecology: Climate Change, Land Use and Ecosystem Dynamics**. Heidelberg: Springer-Praxis, p. 427-450, 2009.
- MISTRY J. Fire in the cerrado (savannas) of Brazil: an ecological review. **Progress in Physical Geography** 22, p. 425–448. 1998.
- MISTRY, J., BERARDI, A., ANDRADE, V., KRAHÔ, T., KRAHÔ, P. & LEONARDOS, O. Indigenous Fire Management in the cerrado of Brazil: The Case of the Krahô of Tocantins. **Human Ecology**, v. 33, n. 3, p. 365-386. 2005.
- MMA-IBAMA. Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite. Acordo de cooperação técnica MMA/IBAMA. Monitoramento do bioma Cerrado: 2010-2011. Disponível em: http://siscom.ibama.gov.br/monitorabiomas/cerrado/RELATORIO%20FINAL_CERRADO_2011.pdf Acessado em: 14/12/15. 2015.
- MODARRES, R. Streamflow drought time series forecasting. **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment** 21 (3), 223–233. 2007.
- MOREIRA, A. G. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. **Journal of Biogeography** 27 (4), p. 1021-1029. 2000.
- MORGAN, P., HARDY, C. C., SWETNAM, T., ROLLINS, M. G. & LONG, L. G. Mapping fire regimes across time and space: Understanding coarse and fine-scale fire patterns. **International Journal of Wildland Fire** 10, 329–342. 2001.
- MORISSETTE, J. T. & KHORRAM, S. Accuracy assessment curves for satellite based change detection. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, 66 (7), p. 875-880. 2000.
- MOUILLOT, F.,SCHULTZ, M.J.,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. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, 26, 64-79. 2014.
- MUNHOZ, C. B. R. & AMARAL, A. G. Efeito do fogo no estrato herbáceo-subarbustivo do Cerrado, p. 93-102. In: H. S. Miranda (ed.) **Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: Resultados do Projeto Fogo**. IBAMA. 2010
- MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., FONSECA G. A. B., KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

NATIONAL WILDFIRE COORDINATION GROUP **Glossary of wildland fire terminology**. US National Wildfire Coordination Group Report PMS-205. 2014.

NEARY, D. G., KLOPATEK, C. C., DE BANO, L. F. & FFOLLIOTT, P. F. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. **Forest Ecology and Management** 122, 51–71. 1999.

NEARY, D.G., RYAN, K. C. & DEBANO, L. F. **Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water**. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 4. Ogden, UT: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 250 p. 2005.

NIMUENDAJÚ, C. Os Apinayé, **Museu Paraense Emilio Goeldi** (tradução da edição inglesa de 1939), Belém. 1983.

OOM, D. & PEREIRA, J. M. C. Exploratory spatial data analysis of global MODIS active fire data. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, 21, p. 326-340. 2013.

PAGE, S. E., SIEGERT, F., RIELEY, J. O., BOEHM, H. V., JAYA, A., & LIMIN, S. The amount of carbon released from peat and forest fires in Indonesia during 1997. **Nature**, v. 420, p. 61-65. 2002.

PALACIOS-ORUETA, A., CHUVIECO, E., PARRA, A. & CARMONA-MORENO, C. Biomass burn emissions: A review of model using remote sensing data. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 104, p. 189-209. 2005.

PARKS, S.A., DILLON, G.K., MILLER, C. A new metric for quantifying burn severity: The relativized burn ratio. **Remote Sensing**, v. 6, p. 1827–1844, 2014.

PARSONS, A. **Burned Area Emergency Rehabilitation (BAER) soil burn severity definitions and mapping guidelines**. USDA Forest Service, Forest Service Regional BAER Coordinators 2003 Draft Report. Disponível em: http://fire.r9.fws.gov/ifcc/esr/Remote%20Sensing/soil_burnsev_summary_guide042203.pdf (Acessado em 07 de outubro de 2015).

PATTERSON, M. W. & YOOL, S. R. Mapping fire-induced vegetation mortality using Landsat Thematic Mapper data: A comparison of linear transformation techniques. **Remote Sensing of Environment** 65, 132–142. 1998.

PEREIRA, G. S. Expedição ao divisor de águas Tocantins - São Francisco, Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Geografia**, v. 4, n. 4, p. 791–836, 1942.

PEREIRA JR., A.C. & SETZER, A.W. Comparison of fire detection in savannas using AVHRR's channel 3 and TM images. **International Journal of Remote Sensing**, v. 17, n. 10, p. 1925-1937, 1996.

PEREIRA, J. M. C. A comparative evaluation of NOAA AVHRR vegetation indices for burned surface detection and mapping. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, 37, 217–226, 1999.

PEREIRA, M. C.; FERNANDES, A. E.; BRAGA, R. A. & SILVA, R. A. B. Detecção de queimadas com o uso do radiômetro AVHRR. In: Nelson Jesus Ferreira. **Aplicações**

Ambientais Brasileiras dos Satélites NOAA e TIROS-N. 271 p.: Il. São Paulo: Oficina de Textos, 2004.

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

PEREIRA, J. M., SÁ, A. C. L., SOUSA, A. M. O., SILVA J. M. N., SANTOS, T. N. & CARREIRAS, J. M. B. **Spectral characterisation and discrimination of burnt areas.** Berlin: Springer-Verlag. 1999.

PEREIRA, J.M.C., CHUVIECO, E., BEAUDOIN, A. & DESBOIS, N. Remote sensing of burned areas: a review. In: Chuvieco, E. (Editor). **Remote sensing of burned areas: a review.** Universidad de Alcalá, Espanha, 1997.

PEREIRA JÚNIOR, A. C.; OLIVEIRA, S. L. J.; PEREIRA, J. M. C. & TURKMAN, M. A. A. Modelling Fire Frequency in a Cerrado Savanna Protected Area. **PLoS ONE** 9 (7): e102380. 2014.

PINTY, B., VERSTRAETE, M. GEMI - A nonlinear index to monitor global vegetation from satellites. **Vegetatio**, 101, 15–20, 1992.

PIVELLO, V. R. & COUTINHO, L. M. A qualitative sucessional model to assist in the management of Brazilian Cerrados. **Forest Ecology and Management**, v. 87, p. 127-138, 1996.

PIVELLO, V. R. & COUTINHO, L. M. Transfer of macro-nutrients to the atmosphere during experimental burnings in an open Cerrado (Brazilian Savanna). **Journal of Tropical Ecology**, v. 8, p. 487-497. 1992.

PIVELLO, V. R. The use of fire in the Cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: Past and present. **Fire Ecology**, v. 7(1), p. 24-39. doi: 10.4996/fireecology.0701024. 2011.

PIVELLO, V.R. Fire management for biological conservation in the Brazilian Cerrado. In: Mistry, J. & Berardi, A. (eds.) **Savannas and dry forests – linking people with nature.** Ashgate, Hants. pp. 129-154. 2006.

PYNE, S. J. **Fire: A Brief History.** Seattle, WA: University of Washington Press. 2001.

QI, J., CHEHBOUNIDI, A., HUETE, A., KERR, Y., SOROOSHIAN, S. A modified soil adjusted vegetation index. **Remote Sensing of Environment**, v. 48, p. 119–126, 1994.

RAMOS-NETO, M. B. & PIVELLO, V.R. Lightning fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management strategies. **Environmental Management**, v. 26, 675-684, 2000.

RATTER, J. A., BRIDGEWATER, S., RIBEIRO, J. F., DIAS T. A. B., SILVA M. A. Estudo preliminar da distribuição das espécies lenhosas da fitofisionomia cerrado sentido restrito nos estados compreendidos pelo bioma cerrado. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer** v. 5, p. 5–43, 2000.

- RATTER, J. A., RIBEIRO, J. F. & BRIDGEWATER, S. The Brazilian Cerrado Vegetation and Threats to its biodiversity. **Annals of Botany**, v. 80, p. 223-230, 1997.
- RATTER, J.A., BRIDGEWATER, S. & RIBEIRO J.F. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation III: Comparison of the wood vegetation of 376 areas. **Edinburgh Journal of Botany** v. 60, p. 57–109, 2003.
- REINHARDT, E. D., KEANE, R. E. & BROWN, J. K. Modeling fire effects. **International Journal of Wildland Fire**, v. 10, p. 373–380, 2001.
- RIBEIRO, J. F. & WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano, S. M., Almeida, S. P., Ribeiro, J. F. (Eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias (EMBRAPA) Cerrados/EMBRAPA Informação Tecnológica. Brasília. p. 151-212. 2008.
- ROBICHAUD, P. R., BEYERS, J. L. & NEARY, D. G. **Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments**. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station General Technical Report RMRS GTR- 63. (Fort Collins, CO). 2000.
- ROBINSON, J. M. Problems in global fire evaluation: Is remote sensing the solution? In: **Global biomass burning: Atmospheric, climatic and biospheric implications**. Joel S. Levine (Ed.) 1991.
- ROUSE, J. W., HAAS, R. H., SHELL, J. A. & DEERING, D. W. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. In: Fraden S. C, Marcanti E. P. & Becker M. A. (eds.), **Third ERTS-1 Symposium**, 10-14 December 1973, NASA SP-351, Washington D. C. NASA, p. 309-317. 1974
- ROY, D. P., BOSCHETTI, L. & TRIGG, S. N. Remote sensing of fire severity: assessing the performance of the normalized burn ratio. **Geoscience and Remote Sensing Letters, IEEE**, v. 3, n. 1, p. 112-116, 2006.
- ROY, D. P., BOSCHETTI, L., JUSTICE, C. O. & JU, J. The collection 5 MODIS burned area product – Global evaluation by comparison with the MODIS active fire product. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, p. 3690-3707. 2008.
- ROY, D. P., BOSCHETTI, L., MAIER, S.W. & SMITH, A.M.S. Field estimation of ash and char colour-lightness using a standard grey scale. **International Journal of Wildland Fire**, v. 19, p. 698-704, 2010.
- 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 Sensing of Environment**, v. 97, p. 137-162, 2005.
- ROY, D. P., LEWIS, P. E. & JUSTICE, C. O. Burned area mapping using multi-temporal moderate spatial resolution data – a bi-directional reflectance model based expectation approach. **Remote Sensing of Environment**, v. 83, p. 263-286, 2002.
- RUGGIERO, P.G.C., PIVELLO, V.R., SPAROVEK, G., TERAMOTO, E. & PIRES-NETO, A.G. Relação entre solo, vegetação e topografia em área de cerrado (Parque Estadual de Vassununga, São Paulo): Como se expressa em mapeamentos? **Acta Botânica Brasileira**, v. 20, p. 383-394, 2006.

RYAN, K. C. & NOSTE, N. V. Evaluating prescribed fires. In: J. E. Lotan, B. M. Kilgore, W. C. Fischer & R.W. Mutch, eds. **Proceedings of the symposium and workshop on wilderness fire**. 15–18 November 1983, Missoula, MT. USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station General Technical Report INT-GTR-182. (Ogden, UT). p. 230–238. 1985.

SALGADO-LABOURIAU, M. L. Alguns aspectos sobre a paleoecologia dos Cerrados. In: SCARIOT, A., SOUSA-SILVA, J. C., FELFILI, J. M. (Org.). **Biodiversidade e ecologia no Cerrado**. Brasília: Embrapa, p. 1-16. 2005.

SAVITZKY, A. & GOLAY, M. J. E. Smoothing and differentiation of data by simplified least squares procedures. **Analytical Chemistry**, 36, p. 1627–1639. 1964.

SCANLON, T. M., ALBERTSON, J. D., CAYLOR, K. K. & WILLIAMS, C. A. Determining land surface fractional cover from NDVI and rainfall time series for a savanna ecosystem. **Remote Sensing of Environment**, v. 82, p. 376–388. 2002.

SCHMIDT, I.B., FIGUEIREDO, I.B., BORGHETTI, F., SCARIOT, A. Produção e Germinação de sementes de “capim dourado”, *Syngonanthus Nitens* (Bong.) Ruhland: Implicações para o manejo. *Acta Botânica Brasílica*, 22(1), 37-42, 2011.

SCHMIDT, I.B., FIGUEIREDO, I.B.: SCARIOT, A. Ethnobotany and Effects of Harvesting on the Population Ecology of *Syngonanthus Nitens* (Bong.) Ruhland (Eriocaulaceae), a NTFP from Jalapão Region, Central Brazil. **Economic Botany** v. 61, n. 1, p.73-85, 2007.

SEPLAN – Secretaria de Planejamento e Meio Ambiente do Estado do Tocantins. **Plano de Manejo do Parque Estadual do Jalapão**. Diagnóstico e Planejamento. Palmas, TO: SEPLAN, 2003. 204 p.

SETZER, A. W.; PEREIRA, M. C. & PEREIRA, A. C. O uso de satélites NOAA na detecção de queimadas no Brasil. **Climanálise**, v. 7, nº 8, p. 41-53. 1992.

SETZER A., MORELLI F. & RIVERA-LOMBARDI R. Estimativa quinzenal de áreas queimadas. In: RUDORFF B.F.T., SHIMABUKURO Y.E. & CEBALLOS J.C. (Organizadores). **O sensor MODIS e suas aplicações ambientais no Brasil**. Parêntese, São José dos Campos, 423 p. 2007.

SILVA, F.A. A etnoarqueologia na Amazônia: contribuições e perspectivas. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, Ciências Humanas v. 4, p. 27-37, 2009.

SIMON, M. F., GREYER, R., DE QUEIROZ, L. P., SKEMA, C., PENNINGTON, R. T. & HUGHES, C. E. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 106, 48, p. 20359-20364. 2009.

SMITH, A. M. S & HUDAK, A. T. Estimating combustion of large downed woody debris from residual white ash. **International Journal of Wildland Fire**, v. 14, p. 245–248. 2005.

SMITH, A. M. S., DRAKE, N. A., WOOSTER, M. J., HUDAK, A. T., HOLDEN, Z. A. & GIBBONS, C. J. Production of Landsat ETM+ reference imagery of burned areas within Southern African savannahs: comparison of methods and application to MODIS. **International Journal of Remote Sensing**, v. 28, n. 12, p. 2753-2775. 2007.

SMITH, A. M. S., EITEL, J. U. H. & HUDAK, A. T. Spectral analysis of charcoal on soils: implications for wildland fire severity mapping methods. **International Journal of Wildland Fire**, v. 19, p. 976-983, 2010.

SMITH, A. M. S., WOOSTER, M. J., DRAKE, N. A., DIPOTSO, F. M., FALKOWSKI, M. J. & HUDAK, A. T. Testing the potential of multi-spectral remote sensing for retrospectively estimating fire severity in African savanna environments. **Remote Sensing of Environment** 97, p. 92–115. 2005.

SMITH, R. B. & WOODGATE, P. W. Appraisal of fire damage and inventory for timber salvage by remote sensing in mountain ash forests in Victoria. **Australian Forestry**, v. 48, p. 252 – 263. 1985.

SPIGOLON, A.L.D., ALVARENGA, C.J.S. Fácies e elementos arquiteturas resultantes de mudanças climáticas em um ambiente desértico: Grupo Urucuaia (Neocretáceo), Bacia Sanfranciscana. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 32, p. 579-586, 2002.

STRONACH, N. R. H. & MCNAUGHTON, S. J. Grassland fire dynamics in the Serengeti ecosystem, and a potential method of retrospectively estimating fire energy. **International Journal of Applied Ecology**, v. 26, p. 1025-1033, 1989.

STROPPIANA, D.; BOSCHETTI, M.; ZAFFARONI, P. & BRIVIO, P. A. Analysis and Interpretation of Spectral Indices for Soft Multicriteria Burned-Area Mapping in Mediterranean Regions. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters**, v. 6, n. 3, p. 499-503. 2009.

STROPPIANA, D.; BORDOGNA, G.; CARRARA, P.; BOSCHETTI, M.; BOSCHETTI, L. & BRIVIO, P. A. A method for extracting burned areas from Landsat TM/ETM+ images by soft aggregation of multiple Spectral Indices and a region growing algorithm. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 69, p. 88-102. 2012.

TELESCA, L., AMATULLI, G., LASAPONARA, R., LOVALLO, M. & SANTULLI, A. Time-scaling properties in forest-fire sequences observed in Gargano area (southern Italy). **Ecological Modelling**, v. 185, p. 531–544. 2005.

TODD, S. W.; HOFFER, R. M. & MILCHUNAS, D. G. Biomass estimation on grazed and ungrazed rangelands using spectral indices. **International Journal of Remote Sensing**, v. 19, n. 3, p. 427– 438. 1998.

TRIGG, S. & FLASSE, S. Characterizing the spectral-temporal response of burned savannah using in situ spectroradiometry and infrared thermometry. **International Journal of Remote Sensing**, v. 21, n. 16, p. 3161-3168, 2000.

TRIGG, S. & FLASSE, S. An evaluation of different bi-spectral spaces for discriminating burned shrub-savanna. **International Journal of Remote Sensing**, v. 22, p. 2641–2647. 2001.

- TUCKER, C. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. **Remote Sensing of Environment**, v. 8, p. 127–150. 1979.
- VAN WAGTENDONK, J. W., ROOT, R.R. & KEY, C. H. Comparison of AVIRIS and Landsat ETM+ detection capabilities for burn severity. **Remote Sensing of Environment**, v. 92, p. 397 – 408. 2004.
- VANZOLINI, P.E. Problemas faunísticos do Cerrado. **Simpósio Sobre o Cerrado** (ed. by M.G. Ferri), pp. 267–280. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo. 1963.
- VERAVERBEKE, S., HOOK, S. & HULLEY, G. An alternative spectral index for rapid fire severity assessments. **Remote Sensing of Environment**, v. 123, p. 72 – 80. 2012.
- VERAVERBEKE, S., LHERMITTE, S., VERSTRAETEN, W. W. & GOOSSENS, R. Evaluation of pre/post-fire differenced spectral indices for assessing burn severity in a Mediterranean environment with Landsat Thematic Mapper. **International Journal of Remote Sensing**, v. 32, p. 3521 – 3537. 2011.
- VERBESSELT, J., JÖNSSON, P. LHERMITTE, S., JONCKHEERE, I., VAN AARDT, J. & COPPIN P. Relating Time-series of Meteorological and Remote Sensing indices to monitor Vegetation Moisture Dynamics. **Signal and Image Processing for Remote Sensing**, Second Edition p. 129–146. 2008.
- VERSTRAETE, M. M. & PINTY, B. Designing optimal spectral indexes for remote sensing applications. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 34, n. 5, p. 1254-1265. 1996.
- VILLELA, F. N. J. & NOGUEIRA, C. Geologia e geomorfologia da estação ecológica Serra Geral do Tocantins. **Biota Neotropica**, 11 (1), p. 217-230. 2011.
- VON BEHR, M. **Jalapão: Sertão das águas**. São José dos Campos, SP: Somos Editora, 207 p., il., Mapas. (Título: Série Ecossistemas Brasileiros. Vol.: 3). 2004.
- WALTER, B. M. T. & RIBEIRO, J. F. Diversidade fitofisionômica e o papel do fogo no bioma Cerrado. p. 59-76. In: H. S. Miranda (ed.) **Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: Resultados do Projeto Fogo**. IBAMA. 2010
- WERNECK, F. P., NOGUEIRA, C., R., SITES, J. W., COSTA, G. C. Climatic stability in the Brazilian Cerrado: implications for biogeographical connections of South American savannas, species richness and conservation in a biodiversity hotspot. **Journal of Biogeography**, v. 39, p. 1695-1706, 2012.
- WERNECK, F.P., COSTA, G.C., COLLI, G.R., PRADO, D.E. & S, J.W., Jr. Revisiting the Seasonally Dry Tropical Forests historical distribution: new insights based on palaeodistribution modelling and palynological evidence. **Global Ecology and Biogeography**, 20, 272–288. 2011.
- WESTERLING, A. L., HIDALGO, H. G., CAYAN, D. R. & SWETNAM, T. W. Warming and Earlier Spring Increase Western U.S. Forest Wildfire Activity. **Science**, v. 313, p. 940-943. 2006.

- WHELAN, R. J. **The ecology of fire**. Cambridge University Press: Cambridge. 1995.
- WHITE, J. D., RYAN, K. C., KEY, C. C. & RUNNING, S. W. Remote sensing of forest fire severity and vegetation recovery. **International Journal of Wildland Fire** 6, 125–136. 1996.
- WHITLOCK, C., SHAFER, S. L. & MARLON, J. The role of climate and vegetation change in shaping past and future fire regimes in the northwestern US and the implications for ecosystem management. **Forest Ecology and Management**, v. 178, p. 5-21. 2003.
- WOLFE, R. E., NISHIHAMA, M., FLEIG, A. J., KUYPER, J. A., ROY, D. P., STOREY, J. C. & PATT, F. S. Achieving sub-pixel geolocation accuracy in support of MODIS land science. **Remote Sensing of Environment**, 83, p. 31–49. 2002.
- ZARCO-TEJADA, P., RUEDA, C. & USTIN, S. Water content estimation in vegetation with MODIS reflectance data and model inversion methods. **Remote Sensing of Environment**, 85, 109–124. 2003.
- ZHANG, Y.H., WOOSTER, M.J., TUTUBALINA, O., PERRY, G.L.W. Monthly burned area and forest fire carbon emission estimates for the Russian Federation from SPOT VGT. **Remote Sensing of Environment**, v. 87, p. 1-15, 2003.