UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE FILOSOFIA, LETRAS E CIÊNCIAS HUMANAS
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA FÍSICA

GUILHERME AUGUSTO VEROLA MATAVELI

**Padrões espaciais e temporais no regime do fogo e tendências nas emissões associadas às
queimadas no bioma Cerrado
(Versão Corrigida)**

São Paulo

2019

GUILHERME AUGUSTO VEROLA MATAVELI

**Padrões espaciais e temporais no regime do fogo e tendências nas emissões associadas às
queimadas no bioma Cerrado
(Versão Corrigida)**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia Física do Departamento de Geografia da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Geografia Física.

Orientadora: Profa. Dra. Maria Elisa Siqueira Silva
Coorientador: Prof. Dr. Gabriel Pereira

São Paulo
2019

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Catálogo na Publicação
Serviço de Biblioteca e Documentação
Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo

M425p Mataveli, Guilherme Augusto Verola
Padrões espaciais e temporais no regime do fogo e
tendências nas emissões associadas às queimadas no
bioma Cerrado / Guilherme Augusto Verola Mataveli ;
orientadora Maria Elisa Siqueira Silva. - São Paulo,
2019.
151 f.

Tese (Doutorado) - Faculdade de Filosofia, Letras
e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo.
Departamento de Geografia. Área de concentração:
Geografia Física.

1. Bioma Cerrado. 2. Sensoriamento Remoto. 3.
Queimadas. 4. Emissões. 5. Tendências. I. Silva,
Maria Elisa Siqueira, orient. II. Título.

fflch

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE FILOSOFIA, LETRAS E CIÊNCIAS HUMANAS

ENTREGA DO EXEMPLAR CORRIGIDO DA DISSERTAÇÃO/TESE

Termo de Ciência e Concordância do (a) orientador (a)

Nome do (a) aluno (a): Guilherme Mataveli

Data da defesa: 24/06/2019

Nome do Prof. (a) orientador (a): Maria Elisa Siqueira Silva

Nos termos da legislação vigente, declaro **ESTAR CIENTE** do conteúdo deste **EXEMPLAR CORRIGIDO** elaborado em atenção às sugestões dos membros da comissão Julgadora na sessão de defesa do trabalho, manifestando-me **plenamente favorável** ao seu encaminhamento e publicação no **Portal Digital de Teses da USP**.

São Paulo, 15/08/2019

(Assinatura do (a) orientador (a))

MATAVELI, G. A. V. **Padrões espaciais e temporais no regime do fogo e tendências nas emissões associadas às queimadas no bioma Cerrado**. Tese (Doutorado) apresentada à Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Doutor em Geografia Física.

Aprovado em: 24/06/2019

Banca Examinadora

Profa. Dra. _____ Instituição _____

Julgamento _____ Assinatura _____

Prof. Dr. _____ Instituição _____

Julgamento _____ Assinatura _____

Prof. Dr. _____ Instituição _____

Julgamento _____ Assinatura _____

Prof. Dr. _____ Instituição _____

Julgamento _____ Assinatura _____

Prof. Dr. _____ Instituição _____

Julgamento _____ Assinatura _____

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Sebastião e Valda, pelo apoio incondicional durante toda a minha vida.

À Lidiane, Marcelo e Olívia pelo apoio e inúmeras vezes em que me receberam em sua casa durante esses 4 anos.

Aos meus orientadores, Dra. Maria Elisa Siqueira Silva e Dr. Gabriel Pereira, pela confiança depositada em mim e pelo tempo gasto comigo durante esses quatro anos.

Aos amigos do Departamento de Geografia e do Laboratório de Climatologia e Biogeografia da USP, em especial Júlio, Carlos, Fernando e Rúbia.

À coordenação do Programa de Pós-graduação em Geografia Física, em especial à Cida pelas inúmeras dúvidas esclarecidas durante esses quatro anos.

À Dra. Elisabete Caria Moraes pela amizade, conselhos e por me receber no Laboratório de Radiometria do INPE.

Aos amigos do INPE, em especial Bruno, Suli, Gabriel Bertani, Frank, Schultz, Renato, Paula, Gabriel de Oliveira, Nildson, Dani e Hugo.

Aos amigos da UFSJ por me receberam no Laboratório de Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento aplicado ao Clima, em especial Fran, Raquel, Vivi e Laura.

Aos demais amigos que contribuíram durante esses quatro anos e em demais épocas da minha vida, em especial João Vitor, Michel, Hermes, Jean e Rafael.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de doutorado e pelo apoio financeiro (processo 162898/2015-0).

A todos vocês o meu muito obrigado!

RESUMO

MATAVELI, G. A. V. **Padrões espaciais e temporais no regime do fogo e tendências nas emissões associadas às queimadas no bioma Cerrado**. 2019. 151 f. Tese (Doutorado) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2019.

No bioma Cerrado, a ocorrência das queimadas é uma importante perturbação estimulada pela natureza ou atividades antrópicas. Apesar do crescente esforço para monitorar o Cerrado, um estudo em escala de bioma para caracterizar a ocorrência das queimadas e quantificar e entender a variabilidade das emissões associadas às queimadas é necessário. Considerando sua extensão espacial, o uso de sensores orbitais é a abordagem mais efetiva para estabelecer tais padrões no bioma. O presente estudo objetivou caracterizar os regimes do fogo, precipitação e condição da vegetação no Cerrado, estabelecer padrões espaciais da ocorrência das queimadas e sua correlação com a precipitação e a condição da vegetação, caracterizar e encontrar tendências nas emissões de material particulado com diâmetro menor que 2,5 micrômetros ($PM_{2,5\mu m}$) associadas às queimadas no bioma utilizando produtos derivados dos sensores *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS), dados de precipitação do satélite *Tropical Rainfall Measurement Mission* (TRMM) e a ferramenta PREP-CHEM-SRC. O Cerrado foi, respectivamente, o primeiro e o segundo bioma brasileiro em que mais ocorreu área queimada e focos de calor, sendo que no bioma tais ocorrências são maiores durante a estação seca e na cobertura da terra savana. Os focos de calor se concentraram no norte do bioma, porém focos de calor mais intensos não se localizam necessariamente onde a concentração é maior. A análise espacial mostrou que valores médios/totais podem esconder alguns padrões, como para a precipitação, que tem a menor média em agosto, mas espacialmente o mínimo de precipitação neste mês foi encontrado em apenas 7% do Cerrado. Geralmente, existe uma defasagem de 2-3 meses entre o mínimo de precipitação e máximo de focos de calor e área queimada, enquanto o valor mínimo do índice *Vegetation Condition Index* (VCI) geralmente ocorre no mesmo mês que o máximo de focos de calor e área queimada. Em média, o Cerrado emitiu $1,08 \text{ Tg.ano}^{-1}$ de $PM_{2,5\mu m}$ associado às queimadas, contribuindo com 25% e 15% das emissões no Brasil e na América do Sul, respectivamente. A maioria das emissões se concentrou no fim da estação seca e na transição entre as estações. Anualmente, 66% das emissões ocorreram no uso savana, porém focos de calor detectados no uso floresta ombrófila densa tendem a emitir mais do que os detectados no uso savana.

Espacialmente, cada célula de 0,1° emitiu em média 0,5 ton.km⁻².ano⁻¹ de PM_{2,5µm} associadas às queimadas, sendo que foram emitidas até 16,6 ton.km⁻².ano⁻¹. Considerando o Cerrado como um todo, foi encontrada uma tendência negativa nas emissões anuais de PM_{2,5µm} associadas às queimadas que representa -1,78% da média anual de PM_{2,5µm} emitido pelas queimadas no bioma durante o período analisado. Já espacialmente foram encontradas tendências anuais que representam até ± 35% da média anual de PM_{2,5µm} emitido.

Palavras-chave: Bioma Cerrado. Sensoriamento Remoto. Queimadas. Precipitação. VCI. Emissões. Tendências.

ABSTRACT

MATAVELI, G. A. V. **Spatial and temporal patterns in the fire regime and trends in the emissions associated with fires in the Cerrado biome**. 2019. 151 f. Tese (Doutorado) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2019.

In the Cerrado biome, fire occurrence is a major disturbance driven by both natural and anthropic causes. Despite increasing efforts for monitoring the Cerrado, a biome-scale study for characterizing fire occurrence and quantifying and understanding the variability of fire emissions is still needed. Moreover, considering the spatial extent of the study area, orbital sensors are the most effective approach to establish such patterns in this biome. We aimed to characterize fire, precipitation and vegetation condition regimes in the Cerrado, to establish spatial patterns of fire occurrence and their correlation with precipitation and vegetation condition, and to characterize and find trends in Particulate Matter with diameter less than $2.5\mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2.5\mu\text{m}}$) fire emissions in the Cerrado biome using Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) datasets, Tropical Rainfall Measurement Mission (TRMM) rainfall data, and the PREP-CHEM-SRC emissions preprocessing tool. The Cerrado was, respectively, the first and second biome for the occurrence of burned area and hotspots among the Brazilian biomes, being that occurrences were higher during the dry season and in the savanna land use. Hotspots concentrate in the north of the biome, but more intense hotspots are not necessarily located where concentration is higher. Spatial analysis showed that averaged and/or summed values for the entire Cerrado can hide patterns, such as for precipitation, which has the lowest average in August, but spatially minimum precipitation in August was found only in 7% of the biome. Usually, there is a 2–3-months lag between minimum precipitation and maximum hotspots and burned area, while minimum values of Vegetation Condition Index (VCI) and maximum hotspots and burned area occur in the same month. On average, the Cerrado emitted $1.08 \text{ Tg}\cdot\text{year}^{-1}$ of $\text{PM}_{2.5\mu\text{m}}$ associated with fires, accounting for 25% and 15% of the $\text{PM}_{2.5\mu\text{m}}$ fire emissions in Brazil and South America, respectively. Most of $\text{PM}_{2.5\mu\text{m}}$ fire emissions were concentrated in the end of the dry season and in the transitional month. Annually, 66% of the emissions occurred over the savanna land use, however, active fires detected in the evergreen broadleaf land use tended to emit more per event than active fires occurring in the savanna land use. Spatially, each 0.1° grid cell emitted on average $0.5 \text{ ton}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{year}^{-1}$ of $\text{PM}_{2.5\mu\text{m}}$ associated with fires, but values can reach

to $16.6 \text{ ton.km}^{-2}.\text{year}^{-1}$ in a single cell. Considering the entire Cerrado, we found an annual decreasing trend representing -1.78% of the annual average $\text{PM}_{2.5\mu\text{m}}$ emitted from fires during the period analyzed, however, the grid cell analysis found annual trends representing $\pm 35\%$ of the annual average $\text{PM}_{2.5\mu\text{m}}$ fire emissions.

Keywords: Cerrado Biome. Remote Sensing. Fires. Precipitation. VCI. Emissions. Trends.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
1.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS	13
1.2 HIPÓTESE	17
1.3 OBJETIVOS	18
1.3.1 <i>Objetivos Específicos</i>	18
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
2.1 CARACTERIZAÇÃO DO CERRADO	20
2.2 OCORRÊNCIA DAS QUEIMADAS NO CERRADO	24
2.3 MÉTODOS PARA A ESTIMATIVA DAS EMISSÕES ASSOCIADAS ÀS QUEIMADAS	26
3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS E TÉCNICOS	28
3.1 MATERIAIS	28
3.1.1 <i>Produtos derivados dos sensores MODIS</i>	28
3.1.1.1 <i>MOD14 e MYD14</i>	28
3.1.1.2 <i>MCD45A1</i>	29
3.1.1.3 <i>MOD13A3 e VCI</i>	29
3.1.1.4 <i>MCD12Q1</i>	30
3.1.2 <i>Precipitação Mensal Derivada do Satélite TRMM</i>	31
3.1.3 <i>PREP-CHEM-SRC</i>	32
3.1.4 <i>Inventários globais de emissão</i>	34
3.2 MÉTODO	35
3.2.1 <i>Padrões espaciais e temporais da ocorrência das queimadas no Cerrado</i>	35
3.2.2 <i>Caracterização e tendências das emissões associadas às queimadas ocorridas no bioma Cerrado</i>	40
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
4.1 PADRÕES ESPACIAIS E TEMPORAIS NA OCORRÊNCIA DAS QUEIMADAS NO BIOMA CERRADO	43
4.2 CARACTERIZAÇÃO E TENDÊNCIAS NAS EMISSÕES DE PM _{2,5µM} ASSOCIADAS ÀS QUEIMADAS NO BIOMA CERRADO	65
5 CONCLUSÕES E SUGESTÕES	83

REFERÊNCIAS	86
APÊNDICE A – ARTIGO PUBLICADO NA REVISTA <i>NATURAL HAZARDS AND EARTH SYSTEM SCIENCES</i>	99
APÊNDICE B – ARTIGO ACEITO PARA PUBLICAÇÃO NA REVISTA <i>REMOTE SENSING</i>	119
APÊNDICE C – MATERIAIS SUPLEMENTARES DO ARTIGO ACEITO PARA PUBLICAÇÃO NA REVISTA <i>REMOTE SENSING</i>	140

1 INTRODUÇÃO

Neste capítulo serão apresentadas considerações a respeito do tema abordado durante a presente pesquisa, bem como a sua justificativa, a hipótese estabelecida e a determinação dos objetivos geral e específicos.

1.1 Considerações Iniciais

As queimadas, um fenômeno comum em grande parte da superfície terrestre do planeta, consomem extensas áreas vegetadas (HANTSON et al., 2013; VADREVU et al., 2014) e, ainda, desempenham um importante papel no clima devido às associadas emissões de gases e aerossóis (KAISER et al., 2012). Desta forma, impactam a composição da atmosfera (FREITAS et al., 2009; BOSSIOLI et al., 2016), bem como a qualidade do ar (LONGO et al., 2010; CHEN et al., 2017), a saúde humana (DE OLIVEIRA ALVES et al., 2017; JOHNSTON et al., 2012), a formação das nuvens, a precipitação e o ciclo hidrológico (WU et al., 2011; ICHOKU et al., 2016; DE SALES et al., 2018), as forçantes radiativas (LIN et al., 2014), a temperatura e umidade da superfície e fluxos de carbono (BERINGER et al., 2003) e a biodiversidade (FEARNSIDE, 2000), causando, ainda, impactos sociais e econômicos (BRUNSON; TANAKA, 2011; STEPHENSON et al., 2013).

As queimadas, que representam cerca de 70% da biomassa consumida globalmente (VAN DER WERF et al., 2010), são responsáveis por uma emissão anual de 2,2 Pg de Carbono (C) para a atmosfera (VAN DER WERF et al., 2017). Estima-se que tenham sido responsáveis por cerca de 36% das emissões globais de aerossóis carbonáceos e 25% do aumento global de dióxido de carbono (CO₂) desde a época pré-industrial (FORSTER et al., 2007). O processo de combustão da biomassa vegetal em condições ideais de completa combustão libera para a atmosfera CO₂ e vapor d'água (H₂O_v) (LEVINE, 1994), entretanto, a combustão completa dificilmente é alcançada durante a queima da biomassa vegetal, sendo comum encontrar outras espécies gasosas e de aerossóis além do CO₂ e do H₂O_v (BURLING et al., 2010). Apesar da provável variação dos componentes de gases traços e aerossóis entre distintos eventos de queima, as emissões associadas às queimadas são constituídas principalmente por CO₂ (71,4%), H₂O_v (21%) e monóxido de carbono (CO, 5,5%) (NRC, 2004). As emissões de material particulado fino com diâmetro menor que 2,5 micrômetros (PM_{2,5µm}, do inglês *Particulate Matter with diameter less than 2.5 micrometers*) também são importantes, pois, apesar de comporem apenas 0,5% do total das emissões provenientes das

queimadas (NRC, 2004), afetam a temperatura da superfície, o balanço de radiação e as propriedades das nuvens (CHRISTOPHER; GUPTA, 2010), são associadas com danos ao ácido desoxirribonucleico (DNA) humano e à morte de células pulmonares (DE OLIVEIRA ALVES et al., 2017) e responsáveis por cerca de 339.000 óbitos por ano em todo o globo (JOHNSTON et al., 2012).

Globalmente, a duração do período que apresenta condições climáticas favoráveis para a ocorrência das queimadas está aumentando. Segundo Jolly et al. (2015), entre 1979 e 2013 houve um aumento médio global de 19% na duração deste período em grande parte das áreas vegetadas do planeta. Desta forma, o clima é um importante fator para a ocorrência das queimadas, capaz de controlar a quantidade de combustível disponível para a queima e a probabilidade de ignição. Enquanto a maior quantidade de precipitação durante a estação seca reduz o número de queimadas naquele ano, percebe-se um aumento no ano seguinte devido à maior quantidade de combustível disponível para a queima (ARCHIBALD et al., 2010). Além disso, estudos apontam grandes variações na ocorrência interanual das queimadas associadas com eventos climáticos extremos (CHEN et al., 2013; CHEN et al., 2017).

Combinados ao clima, o tipo de combustível e a sua umidade são características intrínsecas da condição da vegetação e influenciam a ignição e o espalhamento do fogo (LEBLON et al., 2012). Variações na condição da vegetação, que podem ser expressas por índices de vegetação, são um importante indicativo dos fatores que causam estresse na vegetação, como as secas, e são úteis para avaliar a susceptibilidade da vegetação ao fogo (BAJOCCO et al., 2015). Estudos prévios mostraram a correlação entre a variabilidade sazonal da umidade da vegetação e a ocorrência das queimadas, assim como a variação interanual e intranual da condição da vegetação devido à estação seca mais curta ou extensa (CHÉRET; DENUX, 2011).

Ainda, adicionalmente à influência exclusiva do clima na ocorrência das queimadas, constata-se um padrão anual bimodal em 25% das áreas do planeta com incidência frequente de queimadas, o que indica uma influência antrópica, uma vez que as queimadas ocorrem sob condições climáticas desfavoráveis durante pelo menos um período do ano (BENALI et al., 2017). Tal padrão bimodal é predominante no sudeste dos Estados Unidos, na região central da fronteira entre o Canadá e os Estados Unidos, na região central da Eurásia, no leste da Sibéria, no norte da Índia e no sudeste da América do Sul, o que salienta a importância da densidade populacional e das técnicas de manejo no regime global das queimadas. Portanto, a interação entre as atividades humanas, o clima e a vegetação define os padrões espaciais e

temporais da ocorrência das queimadas, e, sendo assim, destaca-se a importância de caracterizar tais padrões para compreender a dinâmica das áreas afetadas pelo fogo.

De acordo com Archibald et al. (2010), os padrões espaciais e temporais da ocorrência de queimadas e sua correlação com variáveis meteorológicas, como a precipitação, com a condição da vegetação ou com fatores antrópicos são complexos e variam de acordo com a região analisada. As savanas tropicais são o ecossistema com a maior concentração de queimadas no globo (VAN DER WERF et al., 2008; BOWMAN et al., 2009; VAN DER WERF et al., 2017), onde as atividades humanas são responsáveis pela maioria das ocorrências (ARCHIBALD et al., 2011), especialmente empregadas para desmatar áreas a serem destinadas à agropecuária ou outras mudanças no uso e cobertura da terra (MUCT), manusear pastagens, remover resíduos agrícolas e controlar pragas (SHIMABUKURO et al., 2013). Ainda, tem-se que 62% das emissões globais de carbono associadas às queimadas ocorrem nas savanas tropicais (VAN DER WERF et al., 2017). Além da ação antrópica, a variabilidade climática é um importante fator para a ocorrência das queimadas na região tropical (VAN DER WERF et al., 2008). De acordo com Knorr et al. (2016), o aquecimento global deve aumentar a risco de fogo na região tropical, além de outros fatores como o crescimento populacional e o associado aumento da produção agrícola e do desmatamento.

No Cerrado, o segundo maior bioma brasileiro, composto predominantemente por formações savânicas, a ocorrência de queimadas naturais é comum (RAMOS NETO; PIVELLO, 2000). Além disso, desde a década de 1970 o bioma passa por um intenso processo de expansão agrícola (FEARNSIDE, 2001), em que o fogo é uma importante ferramenta no processo de MUCT para remover os remanescentes de vegetação natural, alternar cultivos agrícolas, eliminar resíduos agrícolas e estimular a rebrota da vegetação herbácea a ser utilizada como alimento pelo gado durante a estação seca (PIVELLO, 2011). Tais razões qualificam o Cerrado como um bioma a ser estudado. No entanto, de acordo com Beuchle et al. (2015), apesar da crescente pressão antrópica sobre o Cerrado, o monitoramento das MUCT no bioma foi negligenciado até o período recente quando comparado aos esforços para monitorar as MUCT ocorridas no bioma Amazônia. Ainda, a ausência de uma política de manejo do fogo efetiva também contribui para o crescente uso do fogo nas MUCT no Cerrado, considerado a savana com a maior biodiversidade no mundo (DURIGAN; RATTER, 2016).

O interesse da comunidade científica sobre as MUCT e o fogo no Cerrado aumentou consideravelmente no período recente. Ao analisarem tendências e lacunas na literatura científica sobre o fogo no Cerrado, Arruda et al. (2018) observaram o aumento do número de

pesquisas que têm o Cerrado como área de estudo após a década de 2000, especialmente nas publicações que contam com a colaboração de instituições internacionais. Ainda de acordo com os autores, 77% dos 288 artigos analisados objetivaram o estudo dos efeitos do fogo sobre a biodiversidade. Portanto, pode-se observar o crescimento do esforço nacional e internacional para o monitoramento e estudo do Cerrado.

Em relação à ocorrência das queimadas e sua correlação com a precipitação no Cerrado, pode-se citar os estudos de Moreira de Araújo et al. (2012), Libonati et al. (2015a) e Moreira de Araújo e Ferreira (2015), que utilizaram valores médios ou totais de área queimada, focos de calor e precipitação para o bioma Cerrado como um todo, um bioma que apresenta uma área de mais de 2 milhões de km². Assim, a distribuição espacial destas variáveis dentro do bioma não foi analisada pelos autores mencionados. Libonati et al. (2015b) e Libonati et al. (2016) analisaram a distribuição espacial e temporal da área queimada no bioma, porém tais pesquisas não consideraram a distribuição da correlação linear espacial entre a área queimada e os focos de calor com a precipitação ou a condição da vegetação, o que é uma abordagem importante para compreender a complexa interação clima-vegetação-fogo no bioma.

Ainda, a caracterização das emissões associadas às queimadas ocorridas no Cerrado na escala de bioma é necessária para entender sua variabilidade, suas estimativas e sua contribuição para o Brasil e a América do Sul. A necessidade de tal caracterização é até mesmo maior quando se consideram pesquisas atuais sobre tendências na ocorrência das queimadas. Estudos recentes mostraram um declínio global na área queimada e nos focos de calor (ANDELA et al., 2017; ARORA; MELTON, 2018; EARL; SIMMONDS, 2018), assim como nas emissões globais associadas às queimadas (ARORA; MELTON, 2018; EARL; SIMMONDS, 2018; WARD et al., 2018). No entanto, como salientado por Ward et al. (2018), as tendências nas emissões associadas às queimadas são espacialmente heterogêneas e, desta forma, podem apresentar padrões regionais distintos dos globais. Estudos sobre tendências nas emissões associadas às queimadas em escala de bioma não são encontrados na literatura para o Cerrado. Também, destaca-se que as tendências encontradas para a área queimada e/ou focos de calor podem até mesmo apresentar direção oposta às tendências associadas às emissões, uma vez que apesar da tendência global negativa na área queimada e nos focos de calor as recentes condições climáticas mais secas e com maiores temperaturas na região tropical têm causado eventos de queimada mais intensos (HANTSON et al., 2017).

Considerando o fenômeno analisado e a dimensão da área de estudo, produtos derivados de sensores orbitais são as fontes de informação mais eficazes para compreender os

padrões do fogo e estimar as emissões e tendências no Cerrado, uma vez que os mesmos permitem observar extensas áreas da superfície terrestre diariamente e, dependendo do sensor, mais de uma vez por dia (ICHOKU et al., 2012; HANTSON et al., 2013; ANDELA et al., 2016). Entre os produtos derivados de sensores orbitais disponíveis para o estudo das queimadas, os produtos de fogo ativo e área queimada dos sensores *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) foram os primeiros derivados de sensores orbitais de resolução espacial moderada a serem fornecidos (GIGLIO et al., 2016) e têm sido amplamente utilizados para o estudo das queimadas nas savanas brasileiras (NASCIMENTO et al., 2012; MOREIRA DE ARAÚJO et al., 2012; LIBONATI et al., 2015a; LIBONATI et al., 2015b; MOREIRA DE ARAÚJO; FERREIRA, 2015; LIBONATI et al., 2016), africanas (ARCHIBALD et al., 2010; KUSANGAYA; SITHOLE, 2015), australianas (ANDERSEN et al., 2005; YATES et al., 2008; MAIER et al., 2013) e em estudos que consideram todas as savanas tropicais (VAN DER WERF et al., 2008), além de serem utilizados como dados de entrada em estudos que objetivaram estimar as emissões associadas às queimadas (KAISER et al., 2012; ICHOKU; ELLISON, 2014; DARMENOV; DA SILVA, 2015; VAN DER WERF et al., 2017).

Ainda, pode-se citar o uso de produtos derivados do MODIS para a estimativa da condição da vegetação por meio de índices de vegetação (CHÉRET; DENUX, 2007; CHÉRET; DENUX, 2011) e para análises de MUCT (FRIEDL et al., 2010), enquanto que a precipitação é comumente estimada utilizando dados do satélite *Tropical Rainfall Measurement Mission* (TRMM), que fornece estimativas concisas dos padrões espaciais e temporais da precipitação na região tropical e foi validado para todo o Brasil (PEREIRA et al., 2013).

1.2 Hipótese

O uso de produtos derivados de sensores orbitais permite compreender a influência da variável meteorológica precipitação e da condição da vegetação nos padrões espaciais e temporais da ocorrência das queimadas, e estimar e identificar as tendências associadas às emissões de $PM_{2,5\mu m}$ provenientes das queimadas no bioma Cerrado.

1.3 Objetivos

O objetivo geral deste estudo é caracterizar o regime do fogo no bioma Cerrado, localizado no território brasileiro, com base em técnicas de análise espacial para determinar padrões na ocorrência das queimadas, permitindo estimar sua correlação com a variável meteorológica precipitação e com a condição da vegetação, e tendências nas emissões de $PM_{2,5\mu m}$ associadas às queimadas no bioma.

1.3.1 *Objetivos Específicos*

(a) Avaliar a variação intranual (mensal) e interanual (anual) dos focos de calor detectados pelos sensores MODIS (produtos MOD14 e MYD) e da área queimada estimada pelo produto MODIS MCD45A1 no bioma Cerrado e sua contribuição em relação aos demais biomas brasileiros;

(b) Avaliar a variação intranual (mensal) e interanual (anual) da estimativa da precipitação mensal fornecida pelo TRMM para o bioma Cerrado;

(c) Avaliar a variação intranual (mensal) e interanual (anual) da condição da vegetação estimada com o uso do índice de vegetação *Vegetation Condition Index* (VCI) gerado a partir do produto MODIS MOD13A3;

(d) Analisar a distribuição espacial dos focos de calor detectados pelos sensores MODIS no bioma Cerrado e a sua relação com o uso e cobertura da terra a partir do produto MODIS MCD12Q1;

(e) Correlacionar espacialmente os focos de calor e a área queimada com a precipitação e a condição da vegetação no bioma Cerrado;

(f) Avaliar a variação intranual (mensal) e interanual (anual) do $PM_{2,5\mu m}$ emitido pelas queimadas no bioma Cerrado e sua contribuição em relação aos demais biomas brasileiros e em relação ao total de $PM_{2,5\mu m}$ emitido pelas queimadas no Brasil e na América do Sul;

(g) Comparar as estimativas de $PM_{2,5\mu m}$ emitido pelas queimadas no bioma Cerrado geradas pela ferramenta PREP-CHEM-SRC 1.8.3 com as estimativas dos inventários globais de emissão *Global Fire Assimilation System* (GFAS), *Quick Fire Emissions Dataset* (QFED), *Fire Energetics and Emissions Research* (FEER) e *Global Fire Emissions Database* (GFED);

(h) Analisar a relação entre o $PM_{2,5\mu m}$ emitido pelas queimadas e o uso e cobertura da terra no bioma Cerrado a partir do produto MODIS MCD12Q1;

(i) Analisar a distribuição espacial e a tendência do $PM_{2,5\mu m}$ emitido pelas queimadas no bioma Cerrado.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A revisão bibliográfica da presente pesquisa é composta pela caracterização do bioma Cerrado, da sua ocupação e da ocorrência das queimadas em seu território, bem como pela descrição dos métodos para a estimativa das emissões associadas às queimadas.

2.1 Caracterização do Cerrado

O bioma Cerrado (**Figura 1**), espacialmente distribuído sobre uma área de mais de 2 milhões de km², é o segundo maior bioma brasileiro, somente menor que o bioma Amazônia, e cobre cerca de 24% do território brasileiro (IBGE, 2010).

Figura 1. Localização do bioma Cerrado no território brasileiro. Mosaico de imagens do produto MODIS MOD04 do ano de 2010, composição colorida R6G2B1.

Conforme a **Figura 1**, o Cerrado se estende por 11 distintas Unidades da Federação (UFs): Paraná (PR), São Paulo (SP), Minas Gerais (MG), Mato Grosso do Sul (MS), Mato Grosso (MT), Goiás (GO), Distrito Federal (DF), Bahia (BA), Tocantins (TO), Piauí (PI) e Maranhão (MA). A área recoberta pelo bioma Cerrado em cada UF descrita acima é apresentada na **Tabela 1**.

Tabela 1. Área total e percentual recoberta pelo bioma Cerrado em cada UF.

UF	Sigla	Área Total UF (km ²)	Área de Cerrado (km ²)	Área de Cerrado (%)
Paraná	PR	199.308	3.986	2
São Paulo	SP	248.222	81.913	33
Minas Gerais	MG	586.522	334.318	57
Mato Grosso do Sul	MS	357.146	217.859	61
Mato Grosso	MT	903.366	361.346	40
Goiás	GO	340.112	329.909	97
Distrito Federal	DF	5.780	5.780	100
Bahia	BA	56.433	15.237	27
Tocantins	TO	277.721	255.503	92
Piauí	PI	251.578	93.084	37
Maranhão	MA	331.937	215.759	65

Fonte: IBGE (2010).

De acordo com a classificação de Köppen, são dois os tipos de clima do bioma Cerrado: o Aw, clima tropical úmido com estação seca no inverno e chuvas concentradas no verão que ocupa a maior parte do bioma, e o Cwa, clima temperado quente de inverno seco e temperatura média no mês mais quente superior a 22° C que se localiza no sul e leste de Minas Gerais e no sul do Mato Grosso do Sul (SILVA et al., 2008). A temperatura média anual no bioma varia entre 18° C e 27 °C, sendo que a mesma aumenta do sul para o norte do bioma, com o estado de São Paulo concentrando as menores temperaturas médias anuais e o estado do Piauí as maiores (SILVA et al., 2008). Ainda de acordo com os autores, a temperatura média anual das máximas segue o mesmo padrão espacial da temperatura média anual e varia de 24° C a 36 °C; já a temperatura média anual das mínimas (valores de 14° C a 23°C) é maior no norte do Cerrado e menor no sul do bioma, oposto ao padrão espacial da temperatura média anual das máximas.

De maneira geral, o regime da precipitação no Cerrado é caracterizado por volumes máximos durante o verão e mínimos durante o inverno, fazendo com que o bioma possua duas estações bem definidas: uma seca que se inicia em maio e se estende até setembro e outra chuvosa, que vai de outubro a abril (COUTINHO, 1990). As precipitações anuais médias no

bioma variam entre 600 mm e 2.200 mm, sendo encontrados registros pluviométricos máximos no limite com bioma Amazônia e mínimos na interface com a Caatinga, caracterizando um aumento da precipitação conforme se desloca de leste para oeste no bioma (SILVA et al., 2008). Já a umidade relativa do ar no Cerrado tem média anual entre 60% e 80%, também com maiores médias na interface com o bioma Amazônia e menores no limite com o bioma Caatinga, atingindo os níveis mais baixos no inverno seco e os níveis mais altos no verão chuvoso (SILVA et al., 2008).

Associado a tais características climáticas, existe uma grande variabilidade de solos no bioma. Na sua maioria (48%), os solos do Cerrado são considerados Latossolos, caracterizados pela coloração que varia do vermelho ao amarelo devido à presença de ferro e por serem bem drenados, ácidos e pobres em nutrientes. Ainda, podem ser encontrados Neossolos Quartzarênicos (solos arenosos que representam cerca de 15% do bioma), Neossolos Litólicos (que geralmente se localizam nas encostas e compõem 7,5% do bioma) e Organossolos e outros solos em menor quantidade (REATTO et al., 2008). De uma maneira geral, o relevo do Cerrado é bastante plano ou suavemente ondulado, estendendo-se por planaltos ou chapadões, sendo que aproximadamente 50% do bioma está compreendido entre 300 e 600 metros de altitude (COUTINHO, 1990), o que favorece a propagação do fogo no bioma.

Embora o Cerrado seja ocupado por populações humanas há mais de 12.000 anos, a entrada de atividades econômicas intensivas e extensivas é relativamente recente (INPE, 2015). Antes da década de 1970, o Cerrado era considerado inadequado para a agricultura e a pecuária devido aos solos pobres do bioma, entretanto, os avanços nas técnicas agrícolas, as condições favoráveis para a mecanização, iniciativas governamentais e o baixo custo da terra contribuíram para transformar o Cerrado em uma crescente região agropecuária (BICKEL; DROS, 2003). Assim sendo, ocorreu um rápido e intenso processo de conversão da vegetação natural do Cerrado em áreas de produção de *commodities*, como a soja, nas últimas décadas. Tal conversão tem especialmente ocorrido após o ano de 2006 com a Moratória da Soja, um acordo entre os principais compradores mundiais para que não fosse comprada soja cultivada em áreas deflorestadas da Amazônia após julho de 2006, o que impulsionou ainda mais o cultivo da soja no Cerrado (GIBBS et al., 2015). Desta forma, o ritmo intenso com que as MUCT vêm ocorrendo no bioma tem ocasionado diversos impactos ambientais, como a perda de sua rica biodiversidade, a perturbação hídrica de bacias hidrográficas, a redução e fragmentação dos ecossistemas e a intensificação de processos erosivos (INPE, 2015).

A vegetação do Cerrado é caracterizada por três grandes formações: as savânicas, as florestais e as campestres. Coutinho (1990) estruturou estas três principais formações em cinco

fitofisionomias: o Cerradão (formações florestais com presença de dossel); Cerrado *sensu stricto* (fitofisionomia densa de árvores e arbustos com até 12 metros de altura, dominado por um estrato herbáceo-graminoso); Campo Cerrado (vegetação arbóreo-arbustiva com presença de árvores que podem alcançar de 2 a 3 metros); Campo Sujo (composta basicamente por vegetação herbáceo-arbustiva); e Campo Limpo (vegetação predominantemente herbácea com presença muito pequena de arbustos). Já Ribeiro e Walter (2008) propuseram um sistema com maior detalhamento da classificação das fitofisionomias do Cerrado que dividiu o bioma em 14 fitofisionomias: Campo Rupestre, Campo Limpo, Campo Sujo, Cerrado Ralo, Cerrado Típico, Cerrado Denso, Cerrado Rupestre, Palmeiral, Vereda, Parque de Cerrado, Cerradão, Mata de Galeria, Mata Seca e Mata Ciliar. No entanto, o processo de MUCT causado pela expansão agrícola no Cerrado desde a década de 1970 (FEARNSIDE, 2000) reduziu as áreas naturais do Cerrado para aproximadamente 55% de sua área original em 2013, como mostra a **Tabela 2**.

Tabela 2. Distribuição das classes de uso e cobertura da terra no bioma Cerrado para o ano de 2013.

Uso e cobertura da Terra	Área (km ²)	%
Agricultura	238.518	11,69
Solo Exposto	3.621	0,18
Mineração	247	0,01
Remanescentes Naturais	1.113.699	54,62
Não Observado/ Outros	25.622	1,25
Urbano / Ocupação	11.123	0,54
Pastagem	600.832	29,46
Silvicultura	30.525	1,50
Água	15.056	0,74

Fonte: INPE (2015).

Devido à sua grande diversidade biológica, as espécies endêmicas representam cerca de 44% da flora do Cerrado (KLINK; MACHADO, 2005), e às crescentes ameaças antrópicas, o Cerrado é considerado um *hotspot* mundial da biodiversidade, ou seja, uma área que apresenta um elevado endemismo e se encontra sob a pressão de ocorrerem perdas ambientais irreversíveis (MYERS et al., 2000). Entre os fatores que podem explicar a biodiversidade no bioma pode-se destacar a quantidade de água disponível e os distúrbios antrópicos, como o desmatamento e as queimadas (COUTINHO, 1990).

2.2 Ocorrência das queimadas no Cerrado

O fogo é mais frequente no Cerrado durante o período de seca, quando a baixa umidade relativa do ar e o déficit hídrico combinados ao elevado volume de biomassa seca, principalmente um extrato gramíneo altamente inflamável, contribuem para a ignição, propagação e manutenção do fogo. Ainda, merece destaque a ocorrência das queimadas durante a transição entre as estações seca e chuvosa, tipicamente causada por raios (RAMOS NETO; PIVELLO, 2000)

As queimadas ajudam no funcionamento do Cerrado e a preservar sua biodiversidade. No entanto, o uso intermitente do fogo traz prejuízos ao bioma. Embora exista a adaptação da fauna e da flora do Cerrado ao fogo, a ocupação antrópica mudou o regime do fogo, ou seja, as queimadas se tornaram mais extensas e intensas, ocorrem com maior frequência e são mais severas (PIVELLO, 2011). Desta forma, a recuperação do Cerrado aos eventos de queima se torna um processo mais lento e em muitas vezes a vegetação não atinge o estado em que se encontrava no período pré-queima. Ainda, estudos sugerem que a recorrência de queimadas tem o potencial de mudar as fitofisionomias do Cerrado para a predominância de campos abertos, tornando as gramíneas o principal componente do estrato herbáceo, o que resultaria em um maior acúmulo de biomassa, e, conseqüentemente, maior frequência de queimadas com altas temperaturas, prejudicando a fauna e a flora e expondo o solo aos processos erosivos e de lixiviação (MIRANDA et al., 2002).

De acordo com Pivello (2011), além de serem uma ocorrência natural no bioma, as queimadas antrópicas são empregadas há séculos por grupos indígenas para o manejo da terra e a caça, utilizando o fogo para moldar condições ambientais favoráveis à sua sobrevivência. Já no período atual, as queimadas antrópicas têm como motrizes o desmatamento associado ao avanço da agropecuária, especialmente no norte do bioma, e o manejo empregado em tais áreas onde o uso e cobertura da terra foi convertido. Estudos prévios mostraram que, apesar de não possuir a maior extensão territorial entre os biomas brasileiros, a maioria da área queimada detectada pelo MODIS no país ocorre no Cerrado (MOREIRA DE ARAÚJO et al., 2012), salientando ainda mais a importância do fogo no bioma.

Uma forma de proteger as fitofisionomias naturais e a biodiversidade da crescente pressão antrópica é a criação de áreas protegidas no bioma. No entanto, apenas 8,21% do território pertencente ao Cerrado é legalmente protegido com unidades de conservação (MMA, 2018). Ainda que exista uma falta de monitoramento e política de manejo do fogo aplicável a todo o bioma, recentemente, vêm-se combatendo a ideia de que se deve proibir totalmente as

queimadas nas áreas protegidas do Cerrado (FIDELIS et al., 2018), motivado por experiências positivas em outras áreas dominadas pelas savanas, como as savanas Australianas (MALLET et al., 2017). Nesse contexto, algumas áreas protegidas do Cerrado, como o Parque Nacional da Chapada das Mesas (PNCM), o Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV) e a Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (EESGT), começaram a implementar a partir de 2014 o Manejo Integrado do Fogo (MIF).

O MIF é uma abordagem que engloba aspectos ecológicos, socioculturais e técnicos, e tem por objetivo a conservação da biodiversidade e beneficiar a comunidade local a partir da análise de regimes do fogo apropriados para o ecossistema, a prevenção de incêndios, a preparação para o combate, o controle e a supressão de incêndios e a restauração ecológica (MMA, 2018). Tal abordagem baseia-se no uso de queimadas controladas no início da estação seca com o intuito de diminuir o acúmulo de biomassa e garantir a conservação e o uso sustentável dos ecossistemas, a fim de mostrar que o fogo pode ter impactos negativos ou positivos a depender da forma como ele é utilizado e que o mesmo manejado corretamente pode ser considerado como uma estratégia para a redução de queimadas e emissão de gases traços e aerossóis associados às queimadas (MMA, 2018).

O cronograma do MIF é dividido em três etapas: (i) planejamento (entre março e abril), constituído pelo levantamento de informações sobre o histórico e regime do fogo na área de proteção, a forma com que o fogo é utilizado pelas comunidades locais e são validados em campo os mapas de cicatrizes de queimadas e de acúmulo de biomassa elaborados a partir de dados orbitais; (ii) implementação (entre maio e julho), que consiste na realização de queimadas controladas definidas a partir do planejamento para criar uma rede de aceiros interligados com a finalidade de minimizar a ocorrência e a extensão das queimadas no final da estação seca, facilitar o monitoramento e controle das queimadas; e (iii) avaliação (prevista para outubro e novembro), que objetiva a validação dos resultados obtidos com o MIF a partir do uso de dados orbitais e a capacitação de brigadistas para o planejamento e implementação do MIF no ano seguinte. Desta forma, tem-se que, além do potencial de diminuição das queimadas, o MIF pode alterar o regime do fogo nas áreas em que o mesmo é aplicado, pois sua fase de implementação ocorre entre maio e julho e, no entanto, as queimadas no Cerrado concentram-se geralmente no fim da estação seca (agosto e setembro).

2.3 Métodos para a estimativa das emissões associadas às queimadas

Para a estimativa das emissões associadas às queimadas por meio de sensores orbitais existem métodos baseados na área queimada ou na Potência Radiativa do Fogo (FRP, do inglês *Fire Radiative Power*), uma variável definida como a taxa em que a energia é emitida pelo fogo na forma de radiação eletromagnética durante o processo de combustão e que é diretamente proporcional ao total de biomassa queimada e às emissões (WOOSTER, 2002). Estudos comparativos entre os distintos métodos mostraram que estimativas obtidas com a FRP apresentam melhor correlação com dados de referência do que estimativas obtidas com a área queimada, uma vez que a abordagem baseada na FRP não necessita da utilização de algumas variáveis presentes no método baseado na área queimada cujas incertezas podem introduzir erros significativos na estimativa final das emissões, por exemplo, a fração de biomassa acima do solo (ROBERTS et al., 2005; CARDOZO et al., 2015), como será apresentado a seguir.

O método tradicional que estima a emissão de gases traços e aerossóis para a atmosfera utiliza a relação entre a biomassa queimada e os fatores de emissão para cada espécie, como mostra a **Equação 1** (SEILER; CRUTZEN, 1980):

$$M^{[E]} = FE^{[E]} \cdot BB \quad (1)$$

em que $M^{[E]}$ é a massa emitida pela espécie E (g), $FE^{[E]}$ é o fator de emissão para a espécie E (g.kg^{-1}) e BB representa o total de biomassa queimada (kg).

No entanto, estimar a biomassa queimada durante o processo de combustão é um processo complexo e pode introduzir erros significativos nos resultados finais (ICHOKU; KAUFMAN, 2005), desta forma, vários métodos vêm sendo desenvolvidos ao longo do tempo no sentido de estimar a biomassa queimada com maior acurácia (FREEBORN et al., 2008). Tradicionalmente, a quantidade de biomassa queimada é estimada a partir da **Equação 2** (SEILER; CRUTZEN, 1980):

$$BB = A \cdot B \cdot \alpha \cdot \beta \quad (2)$$

em que BB é a quantidade de biomassa queimada (kg), A é a área queimada (km^2), B é a biomassa média por unidade de área em um determinado ecossistema (kg.km^{-2}), α representa a fração de biomassa acima do solo e β representa a eficiência de queima.

A dificuldade em estimar a biomassa queimada a partir da **Equação 2** reside no fato de α e β serem específicos para cada espécie vegetal, além das incertezas presentes nas estimativas de B e nos produtos de A existentes atualmente (CARDOZO et al., 2012; LIBONATI et al., 2015a; MOREIRA DE ARAÚJO; FERREIRA, 2015), o que gerou o interesse em métodos alternativos para estimar a biomassa queimada (ANDREAE; MERLET, 2001).

Nesse contexto, atualmente o método mais utilizado para estimar a biomassa queimada e as emissões é derivado da FRP. A estimativa da biomassa queimada a partir da FRP baseia-se em Wooster (2002), que testou as relações entre a FRP e a biomassa queimada em um experimento de combustão em pequena escala e chegou à conclusão que existe uma correlação linear forte entre as variáveis, sendo que demais trabalhos também mostram essa correlação (WOOSTER et al., 2005; FREEBORN et al., 2008; PEREIRA et al., 2012). A estimativa da FRP e da biomassa queimada estimada a partir da FRP são apresentadas nas **Equações 3 e 4**, respectivamente:

$$FRP = \varepsilon \cdot \sigma \cdot \sum_{i=1}^n A_n \cdot T_n^4 \quad (3)$$

$$BB = FRP \cdot C_e \quad (4)$$

em que FRP representa a potência radiativa do fogo (MW), ε é a emissividade, σ é a constante de Stefan-Boltzmann ($5,67 \times 10^{-8} \text{ J s}^{-1} \text{ m}^{-2} \text{ K}^{-4}$), A_n representa a área fracional da n ésima componente termal (m^2), T_n é a temperatura da n ésima componente (K), BB representa a biomassa queimada ($\text{kg} \cdot \text{s}^{-1}$) e C_e é o coeficiente que relaciona a FRP e a biomassa queimada ($\text{kg} \cdot \text{MJ}^{-1}$).

No entanto, a dificuldade em se estimar a FRP a partir da **Equação 3** refere-se à determinação da área das n componentes com anomalia termal dentro de cada *pixel*, assim como a estimativa da temperatura de cada componente, já que dificilmente a queimada ocorre em toda área de um *pixel* imageado por um sensor orbital (ECKMAN et al., 2010; WOOSTER et al., 2011). Desta forma, cada produto de fogo ativo usa um método distinto para estimar a temperatura e a área do fogo em *subpixel*. O método para estimar a FRP atribuída a cada foco de calor presente nos produtos MOD14 e MYD14 será apresentado posteriormente, na descrição dos produtos.

3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS E TÉCNICOS

Neste capítulo, serão descritos a ferramenta e os produtos derivados de sensores orbitais utilizados para o desenvolvimento da presente pesquisa, assim como o método empregado para atingir os objetivos estabelecidos.

3.1 Materiais

3.1.1 Produtos derivados dos sensores MODIS

O sensor MODIS está a bordo dos satélites Terra e Aqua. Em órbita polar a uma altitude de cerca de 700 km da superfície terrestre, tal sensor possui uma resolução radiométrica de 12 *bits*, operando em 36 canais espectrais em comprimentos de onda que variam de 0,4 μm a 14,4 μm , resolução espacial nominal que pode variar de 250 a 10.000 metros dependendo do produto em questão, resolução temporal de 1 a 2 dias e permite, ao se combinar as observações de ambos sensores MODIS, até 4 observações diárias de um mesmo ponto da superfície terrestre (JUSTICE et al., 2002; GIGLIO et al., 2003). Esse sensor foi configurado para fornecer dados sobre a dinâmica da biosfera terrestre visando a compreensão dos processos que ocorrem na superfície da terra, nos oceanos e na atmosfera inferior causados por atividades antrópicas ou pela própria natureza (JUSTICE et al., 2002). Os produtos derivados dos sensores MODIS utilizados para atingir os objetivos estabelecidos neste estudo são descritos a seguir.

3.1.1.1 MOD14 e MYD14

Os produtos de fogo ativo MOD14 e MYD14, derivados, respectivamente, do sensor MODIS a bordo do Terra e do Aqua, identificam anomalias termais em *pixels* com resolução espacial nominal de 1 km usando um algoritmo contextual que detecta as anomalias a partir das informações contidas nas bandas do infravermelho médio e do infravermelho termal e descarta falsas detecções a partir da temperatura de brilho em relação aos *pixels* adjacentes (GIGLIO et al., 2016). O horário de passagem do MODIS sobre um ponto da superfície terrestre varia de acordo com a plataforma: enquanto a plataforma Terra cruza o Equador em sua órbita descendente às 10h30min e 22h30min, a plataforma Aqua, em sua órbita ascendente, cruza o Equador às 13h30min e 01h30min, possibilitando, desta forma, 4 detecções diárias dos

produtos de fogo ativo para um mesmo ponto da superfície terrestre (JUSTICE et al., 2002). A FRP derivada do MOD14 e do MYD14 é estimada a partir da **Equação 5**:

$$FRP = 4,3 \cdot 10^{-19} \cdot (T_{f4\mu m}^8 - T_{b4\mu m}^8) \cdot A_{real} \quad (5)$$

em que FRP é a potência radiativa do fogo (MW ou MJ s⁻¹), T_f é a temperatura de brilho do *pixel* com anomalia termal em 4 μm (K), T_b é a temperatura do *background* em 4 μm (K) e A_{real} é a área real do *pixel* (km²).

Como exemplo de estudos que utilizaram o MODIS para analisar a ocorrência das queimadas no bioma Cerrado pode-se citar Moreira de Araújo et al. (2012), Libonati et al. (2015), Pereira et al. (2017) e Nogueira et al. (2017), enquanto que Vermote et al. (2009), Kaiser et al. (2012), Ichoku et al. (2016) e van der Werf et al. (2017) utilizaram os produtos MOD14 e MYD14 e o método baseado na FRP para estimar as emissões associadas às queimadas.

3.1.1.2 MCD45A1

O produto de área queimada MCD45A1 (ROY et al., 2005) fornece a estimativa da área queimada global mensal com resolução espacial de 500 metros. Cada *pixel* apresenta a área queimada em um determinado mês e informações sobre a qualidade dessa estimativa, que varia de 1 a 4, sendo que os *pixels* considerados com qualidade 1 têm maior probabilidade de representarem um *pixel* onde tenha ocorrido uma queimada (MODIS FIRE PRODUCTS ATBD, 2006). O algoritmo que gera o produto MCD45A1 analisa a dinâmica da reflectância diária de ambos os sensores MODIS para determinar a data aproximada em que ocorreu a queimada e mapear a extensão espacial de queimadas recentes (MODIS FIRE PRODUCTS ATBD, 2006).

3.1.1.3 MOD13A3 e VCI

O uso de índices de vegetação é uma forma eficaz de monitorar tanto as condições da vegetação quanto o uso e a cobertura da terra. Considerando os objetivos dos sensores MODIS, os índices de vegetação globais derivados dos mesmos permitem comparações espaciais e temporais consistentes das condições da vegetação (JUSTICE et al., 2002). O produto global do índice *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI – produto MOD13A3) é fornecido

mensalmente com resolução espacial nominal de 1 km e considera as informações das composições MODIS de 16 dias, aplicando uma média ponderada para o *pixel* que não apresenta nuvens ou um valor máximo, no caso da presença de nuvens (MODIS MOD13 ATBD, 2006; DIDAN, 2015).

O índice VCI (KOGAN, 1995) é uma importante fonte de informação para detectar a ocorrência, a intensidade, a duração e os impactos da seca sobre a vegetação (QUIRING; GANESH, 2010; JIAO et al., 2016). Inicialmente o VCI, que consiste em uma ponderação do índice NDVI em relação a valores extremos durante um determinado período de tempo, foi proposto para avaliar o impacto do clima global sobre a vegetação e posteriormente mostrou-se útil para avaliar o risco de fogo (CHÉRET; DENUX, 2007; CHÉRET; DENUX, 2011). Thenkabail et al. (2004), que analisaram distintos índices de vegetação para o monitoramento da seca e a condição da vegetação na Ásia, mostraram que o VCI permite monitorar a condição da vegetação e apresenta melhor desempenho do que outros índices como o *Temperature Condition Index* (TCI). Em relação ao Cerrado, o VCI estimado por meio do NDVI-MOD13A3 é melhor correlacionado com a ocorrência de focos de calor do que o NDVI e outros índices como o *Enhanced Vegetation Index* (EVI) e o *Normalized Difference Water Index* (NDWI) (MATAVELI et al., 2017). As principais vantagens do uso do VCI são que o mesmo é facilmente estimado, não necessita de dados obtidos por estações meteorológicas e pode ser fornecido em tempo quase real com uma resolução espacial compatível à de estudos em escala regional (QUIRING; PAPAKRYIAKOU, 2003).

3.1.1.4 MCD12Q1

O produto MCD12Q1 fornece mapas anuais globais de uso e cobertura da terra com resolução espacial de 500 metros a partir das composições MODIS de 8 dias (FRIEDL et al., 2010). As classes de uso são determinadas por meio de um algoritmo de classificação supervisionada que se baseia em amostras coletadas por todo o globo, bem como nos produtos MODIS de reflectância e temperatura da superfície, e são fornecidas em 5 esquemas distintos de classificação do uso e cobertura da terra (MODIS MCD12Q1 ATDB, 2013). O presente trabalho utilizou o esquema de classificação do *International Geosphere-Biosphere Programme* (IGBP), que divide o uso e cobertura da terra em 17 classes distintas (**Tabela 3**) e está descrito em Friedl et al. (2002). A validação do MCD12Q1 para todo o globo mostrou que o mesmo apresenta exatidão global de 75%, apesar de ocorrer confusão entre classes específicas, como savana lenhosa e vegetação arbustiva (FRIEDL et al., 2010).

Tabela 3. Classes de uso e cobertura da terra presentes no esquema de classificação do IGBP.

Classe	Classificação do IGBP
0	Hidrografia
1	Floresta de coníferas
2	Floresta ombrófila densa
3	Floresta de coníferas decidual
4	Floresta estacional decidual
5	Mosaico de floresta e pastagem
6	Vegetação arbustiva fechada
7	Vegetação arbustiva aberta
8	Savana lenhosa
9	Savana
10	Gramíneas
11	Áreas alagadas permanentemente
12	Agricultura
13	Áreas urbanas
14	Mosaico de áreas agrícolas / Vegetação
15	Gelo / Glaciar
16	Solo exposto ou vegetação rala

Fonte: Friedl et al. (2002).

3.1.2 Precipitação Mensal Derivada do Satélite TRMM

O satélite TRMM resulta de uma cooperação entre as agências espaciais norte-americana e japonesa e tem por objetivo monitorar a distribuição da precipitação na região tropical e subtropical, fornecendo produtos a cada três horas, diariamente ou mensalmente (KUMMEROW et al., 2000). O TRMM é operacional desde 1997 e possui 3 sensores distintos: (i) *Precipitation Radar*, construído para fornecer uma visão tridimensional da precipitação nas regiões tropical e subtropical; (ii) *Microwave Imager*, que objetiva analisar o conteúdo da coluna de água, tipo e intensidade da precipitação; e (iii) *Visible and Infrared Scanner*, um sensor que permite identificar o tipo de nuvem e a temperatura do topo da nuvem (KUMMEROW et al., 1998; YANG et al., 2006; YILMAZ et al., 2010). O presente estudo utiliza o produto derivado do TRMM referente à precipitação mensal, o 3B43, que fornece a precipitação acumulada mensal com resolução espacial de 0,25° (aproximadamente 28 km) em milímetros. O 3B43 foi validado para o território brasileiro por Pereira et al. (2013), que compararam o produto com a precipitação fornecida por 183 estações meteorológicas durante o

período 1998-2010 e encontraram uma correlação forte, apesar de o TRMM tender a superestimar a precipitação mensal em 15%.

3.1.3 PREP-CHEM-SRC

O pré-processador de emissões PREP-CHEM-SRC tem como objetivo gerar em grades regulares as emissões de poluentes atmosféricos emitidos por distintas fontes, por exemplo, queimadas e vulcões, com resolução espacial e projeções flexíveis (FREITAS et al., 2011). Desta forma, o PREP-CHEM-SRC permite a caracterização das emissões e o uso das estimativas geradas pela ferramenta como dados de entrada em modelos que avaliam o impacto das emissões sobre variáveis meteorológicas e sobre a qualidade do ar, como, por exemplo, os modelos *Coupled Chemistry Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System* (CCATT-BRAMS, FREITAS et al., 2017) e *Weather Research Forecasting model coupled with Chemistry* (WRF-Chem, GRELL et al., 2005).

A versão mais recente do PREP-CHEM-SRC (PREP-CHEM-SRC 1.8.3, disponível em <http://brams.cptec.inpe.br/downloads/>) permite a estimativa das emissões associadas às queimadas a partir da abordagem FRP através do *Brazilian Biomass Burning Emission Model with Fire Radiative Power* (3BEM_FRP, PEREIRA et al., 2016). Esta versão apresenta várias melhorias em relação às versões anteriores, dentre elas novos mapas anuais de uso e cobertura da terra baseados no produto MCD12Q1, novos fatores de emissão para as emissões derivadas das queimadas, a inclusão do ciclo diurno das queimadas (SANTOS, 2018) e novos coeficientes de emissão baseados no produto FEER (ICHOKU; ELLISON, 2014) para o 3BEM_FRP.

Primeiramente, o 3BEM_FRP implementado no PREP-CHEM-SRC 1.8.3 exclui os focos de calor detectados fora do domínio da América do Sul e os focos de calor que apresentaram nível de confiança inferior a 40%, sendo que tal nível de confiança é uma informação presente em cada foco de calor detectado pelos produtos MOD14 e MYD14. A FRP dos focos de calor não excluídos é agrupada para um determinado tempo (FRP_{grid} , em MW) considerando uma máscara de convolução ($\eta(\gamma, \kappa)$) de tamanho $M \times N$ (linhas x colunas), como descrito na **Equação 6** (PEREIRA et al., 2016). Ainda, é possível integrar os focos de calor detectados por diferentes sensores ($\xi(long, lat)$).

$$FRP_{grid_{(lon, lat, t)}} = \sum_{\gamma=-\alpha}^{\alpha} \sum_{\kappa=-\beta}^{\beta} \eta(\gamma, \kappa) \xi(long + \gamma, lat + \kappa, t) \quad (6)$$

Caso a diferença do horário de aquisição de dois focos de calor for maior que 4 horas, o 3BEM_FRP assume que as aquisições são referentes a dois eventos distintos de queimada e o processo de integração se inicia novamente. Ainda, o 3BEM_FRP associa um uso e cobertura da terra (baseado no produto MCD12Q1 coleção 5.1), a média e o desvio padrão do ciclo diurno das queimadas e o tamanho médio da queimada para o uso e cobertura da terra de cada ponto de grade, como descrito em Santos (2018). Para os anos após 2013, o uso e cobertura da terra do ano de 2013 é utilizado como referência por este ser o mapa anual mais recente do produto MCD12Q1 coleção 5.1.

Baseada na FRP agrupada e no horário de aquisição, a Energia Radiativa do Fogo (FRE, do inglês *Fire Radiative Energy*), que é definida como a energia emitida na forma de radiação eletromagnética durante o ciclo de vida da queimada (WOOSTER, 2002), para cada ponto de grade (FRE_{grid} , em MJ) é estimada de acordo com a **Equação 7** (PEREIRA et al., 2016):

$$FRE_{grid(lon,lat)} = \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n (FRP_n + FRP_{n+1}) \cdot (T_{n+1} - T_n) \quad (7)$$

em que T é o horário de aquisição de cada foco de calor e n representa a n ésima aquisição.

No PREP-CHEM-SRC 1.8.3, caso o número de aquisições seja igual a um, o tempo total de uma queimada é considerado a média do ciclo diurno da queimada do uso e cobertura da terra previamente associado (SANTOS, 2018). Por fim, a massa de uma determinada espécie gasosa ou aerossol ($M^{[E]}$, em kg) é estimada a partir da relação entre a FRE_{grid} , o coeficiente de emissão (C_e , em $kg.MJ^{-1}$, obtido do produto FEER (ICHOKU; ELLISON, 2014)), e da relação entre o fator de emissão para uma determinada espécie ($FE^{[E]}$, em g emitido por kg de biomassa seca queimada) e o fator de emissão para o material particulado total ($FE^{[TPM]}$, também obtido de Ichoku e Ellison (2014) em g emitido por kg de biomassa seca queimada):

$$M^{[E]} = FRE_{grid} \cdot C_e \cdot \frac{FE^{[E]}}{FE^{[TPM]}} \quad (8)$$

A vantagem do uso de tal ferramenta em estudos conduzidos na América do Sul é que o PREP-CHEM-SRC 1.8.3 foi parametrizado para as condições do continente, com fatores de

emissão específicos, esperando-se, portanto, que as emissões associadas às queimadas sejam melhor representadas. As estimativas obtidas com versões anteriores do PREP-CHEM-SRC geralmente subestimavam as emissões associadas às queimadas na América do Sul e no Cerrado, no entanto, a versão lançada recentemente aumentou em média 60% as emissões associadas às queimadas ocorridas na América do Sul (SANTOS, 2018). Apesar de ter sido desenvolvido para a América do Sul, o PREP-CHEM-SRC 1.8.3 foi parametrizado e já se encontra operacional para a América do Norte no sistema *High-Resolution Rapid Refresh* (HRRR, <https://rapidrefresh.noaa.gov/hrrr/HRRRsmoke/>), pertencente à agência norte-americana *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA).

A eficiência do uso do PREP-CHEM-SRC na estimativa e caracterização das emissões associadas às queimadas pode ser observada por meio de diversos estudos, dentre eles França et al. (2014), Archer-Nicholls et al. (2015), Cardozo et al. (2015), Pereira et al. (2016), Saide et al. (2016) e Santos (2018).

3.1.4 Inventários globais de emissão

Considerando as melhorias implementadas na nova versão do PREP-CHEM-SRC e que não existe uma referência em literatura para a área de estudo, as estimativas das emissões associadas às queimadas no Cerrado foram comparadas com três inventários globais de emissão que se baseiam na abordagem FRP, o GFAS (KAISER et al., 2012), o QFED (DARMENOV; DA SILVA, 2015) e o FEER (ICHOKU; ELLISON, 2014). Ainda, os resultados obtidos foram comparados com o inventário global GFED (VAN DER WERF et al., 2017), que é baseado na área queimada. Foi utilizada a versão mais recente de cada inventário: GFASv1.3 (http://eccad.sedoo.fr/eccad_extract_interface/JSF/page_extract_ok.jsf), QFEDv2.5r1 (<http://ftp.as.harvard.edu/gcgrid/data/ExtData/HEMCO/QFED/v2018-07/>), FEERv1.0-G1.2 (<https://feer.gsfc.nasa.gov/data/emissions/>) e GFED4.1s (<https://www.globalfiredata.org/data.html>), respectivamente.

Apesar de haver diferenças em como o PREP-CHEM-SRC e os inventários globais baseados na FRP estimam as emissões, o que será aprofundado durante a discussão dos resultados, suas estimativas são comparáveis por utilizarem os produtos MOD14 e MYD14 como dados de entrada e por serem fornecidos diariamente com resolução espacial de 0,1° (aproximadamente 11km). O inventário global GFED4.1s também utiliza os produtos de fogo ativo MODIS como dados de entrada, sendo fornecido diariamente com resolução espacial de 0,25°.

3.2 Método

3.2.1 Padrões espaciais e temporais da ocorrência das queimadas no Cerrado

O fluxograma das estratégias metodológicas aplicadas para analisar os padrões espaciais e temporais da ocorrência das queimadas no bioma Cerrado é apresentado na **Figura 2**. A presente análise foi realizada entre os anos de 2002 e 2015, sendo que a escolha do início da análise com o ano de 2002 foi motivada pelo fato de esse ano ser o primeiro em que ambos os sensores MODIS estiveram em órbita e forneceram dados.

Figura 2. Fluxograma das etapas metodológicas empregadas para a análise dos padrões espaciais e temporais da ocorrência das queimadas no Cerrado.

Todos os focos de calor detectados pelo MOD14 e o MYD14 pertencentes à coleção 6 foram convertidos do formato original *Hierarchical Data Format* (HDF) para o formato *American Standard Code for Information Interchange* (ASCII) contendo as mesmas informações dos arquivos originais por meio de um *script* em *Interactive Data Language* (IDL). Na sequência, os focos de calor detectados pelos produtos de fogo ativo do MODIS no território brasileiro entre 2002 e 2015 foram agrupados e recortados para o limite dos biomas

brasileiros determinado pelo IBGE (2010), com o intuito de se analisar a contribuição dos focos de calor ocorridos no Cerrado em relação aos demais biomas brasileiros. A série temporal do total mensal de focos de calor detectados no Cerrado foi gerada considerando-se a data de ocorrência dos focos de calor disponível no MOD14 e MYD14. Ainda, o total anual de focos de calor para cada ano analisado e a média mensal de focos de calor foram calculados.

Para se analisar a ocorrência das queimadas em relação ao uso e cobertura da terra no Cerrado, a localização dos focos de calor detectados no bioma foi cruzada espacialmente com os mapas de uso e cobertura da terra do produto MCD12Q1 coleção 5.1. Inicialmente, o produto anual MCD12Q1 para os 5 *tiles* MODIS que recobrem o limite do bioma Cerrado (*tiles* h12v10, h12v11, h13v09, h13v10 e h13v11, **Figura 3**) foram adquiridos em formato HDF, reprojitados para a projeção Lat/Long *datum* WGS84, mosaicados e convertidos para o formato *Geographical Tagged Image Format File* (GeoTIFF), usando a ferramenta MODIS *Reprojection Tool*, que é específica para processar os produtos MODIS.

Figura 3. Localização dos *tiles* MODIS nos biomas brasileiros.

Em seguida, a banda do MCD12Q1 referente ao esquema de classificação do IGBP foi recortada para o limite do Cerrado definido pelo IBGE (2010) e a mesma foi reclassificada para 7 classes distintas de uso e cobertura da terra: savana, savana lenhosa, gramíneas, agricultura, mosaico de áreas agrícolas/vegetação, floresta ombrófila densa (classes de uso e cobertura da terra que compõem cerca de 98% do Cerrado, como será apresentado posteriormente) e outros usos. Deve-se clarificar que o MCD12Q1 coleção 5.1 apresenta mapas anuais até o ano de 2013, desta forma, a localização espacial dos focos de calor detectados no Cerrado para os anos de 2014 e 2015 foi cruzada espacialmente com o mapa de uso e cobertura da terra do ano de 2013. Por fim, o total de focos de calor por uso e cobertura da terra no Cerrado para o período 2002-2015 foi calculado, assim como a área anual de cada uso e cobertura da terra no bioma durante o período analisado.

Em relação à área queimada, inicialmente todos os 16 *tiles* MODIS que recobrem o território brasileiro (**Figura 3**) do produto MCD45A1 coleção 5 passaram pelo mesmo processamento de conversão de formato, reprojeção, mosaicagem e recorte mencionado para o processamento do MCD12Q1. Em seguida, apenas os *pixels* de alta confiabilidade (*flag*=1, que são as observações do MCD45A1 com a maior probabilidade de realmente serem área queimada) foram agrupados para cada bioma brasileiro e a sua área mensal foi somada, como proposto por Moreira de Araújo et al. (2012) e Moreira de Araújo e Ferreira (2015). Para a análise da área queimada ocorrida somente no Cerrado, a série temporal da área queimada total mensal no bioma para o período foi gerada a partir dos 5 *tiles* MODIS que compõe o Cerrado para o período 2002-2015, assim como estimativas anuais da área queimada total e a média mensal da área queimada.

Para o TRMM, o produto utilizado foi o 3B43 versão 7, que fornece a precipitação acumulada mensal para toda a região tropical e subtropical do planeta. Os dados do 3B43 para o período analisado foram obtidos no formato *Network Common Data Form* (NetCDF), reprojatados para a projeção Lat/Long *datum* WGS84, convertidos para o formato GeoTIFF e recortados para a área de estudo com limite do bioma Cerrado definido pelo IBGE (2010). Então, a precipitação média mensal para o bioma Cerrado durante o período 2002-2015 foi calculada, bem como a precipitação média anual para o mesmo período.

O VCI foi estimado a partir do NDVI disponibilizado no produto MOD13A3 coleção 6 e a **Equação 9** (CHÉRET; DENUX, 2007):

$$VCI = \frac{NDVI - NDVI_{Min}}{NDVI_{Max} - NDVI_{Min}} \cdot 100 \quad (9)$$

em que NDVI, NDVI_{Min} e NDVI_{Max} correspondem, respectivamente, aos valores NDVI, NDVI mínimo e NDVI máximo durante o período analisado.

Inicialmente, todos os procedimentos apresentados para os produtos MCD12Q1 e MCD45A1, quando se considerou apenas o bioma Cerrado, foram realizados para o MOD13A3. Em seguida, a banda do NDVI presente no MOD13A3 foi extraída e as máscaras de NDVI mínimo e máximo, necessárias para a estimativa do VCI, foram geradas. Tais valores mínimos e máximos corresponderam, respectivamente, ao menor e ao maior valor mensal de NDVI dentro dos 168 meses analisados para cada *pixel* pertencente ao Cerrado. Não foram realizadas correções para nuvens pois o produto MOD13A3 já apresenta uma correção para essa finalidade (MODIS MOD13A3 ATBD, 2006; DIDAN, 2015). Por fim, o VCI médio

mensal e anual foram gerados para o bioma Cerrado a partir da **Equação 9**. Para a estimativa do VCI anual, o termo NDVI da **Equação 9** correspondeu à média do NDVI mensal para cada *pixel* pertencente à área de estudo.

Foram gerados *boxplots* para as séries temporais do total mensal de focos de calor, total mensal de área queimada, precipitação média mensal e VCI médio mensal do bioma Cerrado a fim de se analisar a variação das mesmas durante os meses e anos considerados e para identificar *outliers*. Os *boxplots* foram gerados a partir de um *script* em linguagem de programação R. Ainda, o *Break Additive Seasonal and Trend* (BFAST), um método aditivo que decompõe uma série temporal nas componentes sazonalidade, tendência e ruído (VERBESSELT et al., 2010), foi aplicado para as séries temporais mensais do Cerrado a fim de se encontrar tendências nas mesmas. De acordo com Verbesselt et al. (2010), o BFAST assume que a componente tendência é linear e apresenta pontos de quebra, que, assim como o número máximo de iterações, foi considerado 1.

Em relação à análise espacial, todos os mapas elaborados a partir das estratégias metodológicas descritas nesta seção consideraram uma grade regular com resolução espacial de 0,25°, que é a resolução espacial do TRMM, para que todos os resultados fossem comparáveis. A distribuição espacial dos focos de calor no Cerrado foi analisada a partir da soma de todas as ocorrências detectadas pelo MOD14 e pelo MYD14 no Cerrado durante o período 2002-2015 para cada célula da grade regular descrita anteriormente. Também, o padrão espacial da FRP estimada pelos produtos de fogo ativo do MODIS no Cerrado foi analisada por meio do cálculo da FRP média de todos os focos de calor detectados em uma determinada célula da grade regular considerando todo o período 2002-2015. Além disso, foi calculada, espacialmente, a defasagem mensal entre o mês apresentando a menor precipitação e o maior total de focos de calor, a menor precipitação e o maior total de área queimada, o menor VCI e o maior total de focos de calor e o menor VCI e o maior total de área queimada.

A correlação espacial consistiu em calcular o coeficiente de correlação de Pearson, que mede o grau de correlação linear entre duas variáveis, para cada célula da grade regular do Cerrado a partir dos valores mensais durante os 168 meses compreendidos no período 2002-2015 para 4 pares de variáveis, como descrito na **Tabela 4**. Nesta etapa, o total mensal de focos de calor foi considerado como a soma do total mensal de focos de calor para cada célula da grade regular em cada mês analisado, o total mensal de área queimada foi considerado como a soma da área de todos os *pixels* considerados como área queimada em cada célula da grade regular para cada mês analisado, a precipitação correspondeu à precipitação estimada originalmente pelo 3B43 e o VCI médio mensal consistiu no cálculo da média mensal do índice

para cada célula da grade regular em cada ano analisado. A significância das correlações espaciais descritas foi testada a partir do teste t-Student com nível de significância de 5%.

Tabela 4. Descrição dos pares de variáveis que foram correlacionados espacialmente.

Pares de Variáveis			Período	Total Meses
Total mensal focos de calor	x	Precipitação média mensal	2002-2015	168
Total mensal área queimada	x	Precipitação média mensal	2002-2015	168
Total mensal focos de calor	x	VCI médio mensal	2002-2015	168
Total mensal área queimada	x	VCI médio mensal	2002-2015	168

3.2.2 Caracterização e tendências das emissões associadas às queimadas ocorridas no bioma Cerrado

O fluxograma das estratégias metodológicas aplicadas para caracterizar e encontrar tendências nas emissões de $PM_{2,5\mu m}$ associadas às queimadas no bioma Cerrado é apresentado na **Figura 4**. Os resultados referentes às estimativas das emissões consideraram o período 2002-2017, dois anos a mais do que a série temporal considerada para a análise dos padrões na ocorrência das queimadas no Cerrado, uma vez que uma série temporal maior é mais indicada para a análise de tendência que foi realizada.

As estimativas de $PM_{2,5\mu m}$ para o período 2002-2017 foram obtidas por meio da ferramenta PREP-CHEM-SRC 1.8.3 utilizando as queimadas como única fonte de emissão e os produtos MOD14 e MYD14 coleção 6 como dados de entrada no 3BEM_FRP. Anteriormente aos processamentos ocorridos no 3BEM_FRP e no PREP-CHEM-SRC 1.8.3, os produtos MOD14 e MYD14 foram adquiridos para todo o globo e convertidos do formato original HDF para o formato *American Standard Code for Information Interchange* (ASCII) por meio de um *script* em linguagem IDL.

Figura 4. Fluxograma das etapas metodológicas empregadas para caracterizar e encontrar tendências nas emissões de $PM_{2,5\mu m}$ associadas às queimadas ocorridas no bioma Cerrado.

A resolução espacial das estimativas geradas foi de $0,1^\circ$ (aproximadamente 11 km), a mesma resolução espacial dos inventários globais de emissão baseados na abordagem FRP descritos anteriormente. Após os processamentos, as saídas do PREP-CHEM-SRC 1.8.3 consistiram na emissão diária de uma série de espécies gasosas e de aerossóis, espécies estas que estão descritas em Freitas et al. (2011), emitidas pelas queimadas para a América do Sul. Os totais anuais e as médias mensais das emissões de $PM_{2,5\mu m}$ associadas às queimadas para o continente sul-americano foram então calculados na ferramenta *Grid Analysis and Display System* (GrADS). Estes foram, em seguida, estimados para o território brasileiro, o bioma Cerrado e os demais biomas brasileiros a partir da delimitação definida pelo IBGE (2010), com o objetivo de se analisar a variação intranual e interanual das emissões de $PM_{2,5\mu m}$ associadas às queimadas no bioma e sua contribuição no território nacional, em relação aos demais biomas brasileiros, e para a América do Sul.

Em relação à comparação das estimativas obtidas pelo PREP-CHEM-SRC 1.8.3 com os inventários globais GFASv1.3, QFEDv2.5r1, FEERv1.0-G1.2 e GFED4.1s, o formato original de cada inventário (netCDF para os três primeiros inventários e HDF para o GFED4.1s) foi convertido para o formato GeoTIFF e foi criado um arquivo anual correspondente ao somatório das emissões diárias de $PM_{2,5\mu m}$ associadas às queimadas para

todo o globo. Em seguida foi calculado o total anual de $PM_{2,5\mu m}$ emitido por todos os inventários para o Cerrado, também respeitando a delimitação do bioma imposta pelo IBGE (2010). A avaliação da distribuição espacial das emissões de $PM_{2,5\mu m}$ associadas às queimadas no Cerrado foi realizada a partir da confecção de um mapa correspondente à emissão média anual de $PM_{2,5\mu m}$ estimada pelo PREP-CHEM-SRC 1.8.3 no bioma para o período 2002-2017.

Também foi analisada a relação entre as emissões de $PM_{2,5\mu m}$ associadas às queimadas e o uso e cobertura da terra no bioma. Para tal, os mapas anuais do produto MCD12Q1 coleção 5.1 recortados para o Cerrado foram reamostrados para a mesma resolução espacial das saídas do PREP-CHEM-SRC 1.8.3: os mapas com a resolução degradada foram definidos como a moda do uso e cobertura da terra do produto original MCD12Q1 (500 metros) na resolução espacial mais grosseira ($0,1^\circ$). Então, o total anual de $PM_{2,5\mu m}$ associado às queimadas foi cruzado espacialmente com o respectivo mapa de uso e cobertura da terra anual degradado, ressaltando-se novamente que os totais anuais emitidos em 2014, 2015, 2016 e 2017 foram cruzados espacialmente com o mapa de uso e cobertura da terra do ano de 2013. Após tal processamento, foi possível estimar o total de $PM_{2,5\mu m}$ emitido pelas queimadas por uso e cobertura da terra e quantificar a média de $PM_{2,5\mu m}$ emitido por um foco de calor detectado nos principais usos e coberturas da terra do Cerrado.

As tendências nas emissões de $PM_{2,5\mu m}$ associadas às queimadas no bioma Cerrado foram calculadas a partir de uma análise *bootstrap* com 10.000 iterações considerando-se os totais anuais de $PM_{2,5\mu m}$ emitido no Cerrado durante os 16 anos compreendidos no período 2002-2017, para cada ponto da grade regular. Isto resultou em um mapa com a distribuição espacial da tendência nas emissões anuais de $PM_{2,5\mu m}$ associadas às queimadas. Ao se considerar uma regressão linear simples, as tendências podem ser alteradas significativamente ou até mesmo apresentarem sentido oposto caso o ano inicial da análise seja alterado. Com a análise *bootstrap* isto não ocorre, pois os dados são rearranjados aleatoriamente e para cada iteração um valor de tendência é calculado, portanto, a análise *bootstrap* permite que se estime um intervalo de confiança em torno do valor da tendência. Neste estudo foi considerado como valor de tendência a média da tendência das 10.000 iterações para cada ponto da grade regular. Também foram calculados os valores do 10º e 90º percentis para que fosse testada a inserção da média da tendência das 10.000 iterações do *bootstrap* neste intervalo de confiança.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados encontrados após a aplicação das etapas metodológicas descritas no capítulo anterior são apresentados e discutidos neste capítulo.

4.1 Padrões espaciais e temporais na ocorrência das queimadas no bioma Cerrado

Considerando o território brasileiro, os produtos de fogo MODIS permitiram detectar 5.235.881 focos de calor e estimar 1.964.554 km² queimados no período 2002-2015. Deste total, 1.904.182 focos de calor (aproximadamente 36%) foram detectados e 1.358.775 km² (aproximadamente 69%) foram queimados na área pertencente ao bioma Cerrado, tornando o mesmo, respectivamente, o primeiro e o segundo bioma brasileiro com maior detecção de área queimada e focos de calor durante o período analisado (**Figura 5**).

Figura 5. Porcentagem de focos de calor e área queimada detectados pelos produtos MODIS nos biomas brasileiros durante o período 2002-2015.

Enquanto o Cerrado registrou 36% dos focos de calor ocorridos no Brasil durante o período 2002-2015, o bioma Amazônia foi responsável por 46% deste total. Portanto, o Cerrado contribuiu com 10% a menos para o Brasil, apesar de sua área ser aproximadamente metade da área do bioma Amazônia. Assim, ao se considerar a densidade de focos de calor nos biomas brasileiros, a densidade de focos de calor no Cerrado (0,067 focos.km⁻².ano⁻¹) é aproximadamente 60% maior que a densidade de focos de calor no bioma Amazônia (0,041 focos.km⁻².ano⁻¹) (**Tabela 5**).

Tabela 5. Densidade de focos de calor nos biomas brasileiros durante o período 2002-2015.

Bioma	Total de Focos de Calor	Área do Bioma (km²)	Densidade de Focos de Calor (focos.km⁻².ano⁻¹)
Caatinga	358.622	844.453	0,030
Cerrado	1.904.182	2.036.448	0,067
Pantanal	163.946	150.355	0,078
Pampa	11.207	176.496	0,004
Amazônia	2.427.924	4.196.943	0,041
Mata Atlântica	370.000	1.110.182	0,024

Ao analisar a **Tabela 5** é importante ressaltar a densidade de focos de calor no bioma Pantanal (0,078 foco.km⁻².ano⁻¹). No Pantanal, o menor bioma brasileiro, parcialmente constituído por planícies alagáveis cobertas por água durante a estação chuvosa, as queimadas são uma atividade tradicional das comunidades locais empregadas para o controle de pragas e manuseio de pastagens, bem como para o desmatamento e a abertura de novas áreas para a pecuária.

Em relação à área queimada, mesmo considerando a diferença na área dos biomas, o Cerrado concentrou 69% da área queimada estimada pelo MCD45A1 no território brasileiro, entre 2002 e 2015, enquanto o bioma Amazônia foi responsável por 220.182 km², aproximadamente 11% do total. Tais resultados concordam com os encontrados por Moreira de Araújo et al. (2012), que utilizaram os produtos MOD14, MYD14 e MCD45A1 para analisar os padrões espaciais da ocorrência dos focos de calor e área queimada nos biomas brasileiros durante o período 2002-2010 e encontraram a maior concentração de focos de calor no bioma Amazônia, enquanto que o Cerrado foi responsável por 73% da área queimada no território brasileiro. Deve-se ainda considerar que a performance do produto MCD45A1 em áreas de vegetação densa, como é o caso do bioma Amazônia, não é boa uma vez que erros de omissão são frequentes, como demonstrado por Roy et al. (2008), Cardozo et al. (2012) e Libonati et al. (2015b). Em relação ao Cerrado, o MCD45A1 geralmente apresenta erros de omissão relacionados à detecção de áreas queimadas de pequeno porte, principalmente devido à resolução espacial do produto, como demonstrado por Libonati et al. (2015a). Por outro lado, considerando apenas setembro, quando os fragmentos de área queimadas tendem a ser maiores no Cerrado, a validação da área queimada estimada pelo MCD45A1 conduzida por Moreira de Araújo e Ferreira (2015) mostrou bons resultados quando comparado o produto com mapas de área queimada obtidos por meio de imagens Landsat.

Considerando apenas o Cerrado, a variação intranual e interanual na ocorrência das queimadas, na precipitação e no VCI durante o período analisado é apresentada na **Figura 6**.

Os focos de calor e a área queimada se concentraram durante a estação seca (entre maio e setembro para a maior parte do Cerrado), entretanto, ambas variáveis ainda apresentam médias elevadas em outubro, que é o início da estação chuvosa para a maior parte do Cerrado, como será apresentado em seguida.

(Continua)

Figura 6. *Boxplot* intramensual do (a) Total mensal de focos de calor, (b) Total mensal de área queimada, (c) Média mensal de precipitação e (d) Média mensal do VCI; *boxplot* interanual do (e) Total mensal de focos de calor, (f) Total mensal de área queimada, (g) Média mensal de precipitação e (h) Média mensal do VCI no bioma Cerrado durante o período 2002-2015. Em cada *boxplot*, a marca central representa a mediana, a extremidade inferior representa o primeiro quartil e a extremidade superior o terceiro quartil, os traços inferiores e superiores externos ao *boxplot* representam, respectivamente, os valores mínimo e máximo desconsiderando os *outliers* e os círculos representam os *outliers*. As linhas azuis nos *boxplots* interanuais representam a tendência estimada pelo BFAST.

Pode-se observar a relação inversa entre a ocorrência das queimadas e a precipitação ou a condição da vegetação, pois os meses com médias elevadas de focos de calor e área queimada apresentaram média de precipitação e VCI baixas. O total mensal de focos de calor variou de 461 a 98.238 e o total mensal de área queimada variou de 1,75 km² a 105.338 km², enquanto que a média mensal da precipitação e do VCI variaram, respectivamente, de 1,5 mm a 370 mm e de 15,9% a 78,3%. Ao analisar a queima de biomassa, as MUCT e o ciclo

hidrológico no norte da África subsaariana, uma área de savana que também passa por um intenso processo de MUCT, Ichoku et al. (2016) também encontram que o pico da ocorrência das queimadas possui relação inversa com os indicadores anuais do ciclo hidrológico, como a precipitação.

O total anual de focos de calor no bioma variou de 53.798 (2009) a 248.911 (2007) e o total anual de área queimada variou de 19.023 km² (2009) a 249.982 km² (2010), enquanto a precipitação média anual variou entre 1.209 mm (2007) e 1.706 mm (2009) e o VCI médio anual variou entre 54% (2007) e 62% (2009), ambos valores médios de VCI são considerados como condição normal ou boa de acordo com Coleve (2011), que definiu valores de VCI entre 0% e 20% como condição de extrema seca, entre 20% e 40% como condição de seca, entre 40% e 60% como condição normal, entre 60% e 80% como condição boa e entre 80% e 100% como condição excelente. É possível notar que a ocorrência dos focos de calor e área queimada foi menor em anos de precipitação e VCI elevados. O ano de 2009 apresentou o maior total anual de precipitação e VCI médio anual (1.706 mm e 62%, respectivamente) e o menor total anual de focos de calor e área queimada, enquanto 2007 apresentou a maior ocorrência de focos de calor e o menor total anual de precipitação e VCI médio anual (1.208 mm e 52%, respectivamente). O maior total anual de área queimada foi encontrado em 2010, aproximadamente 15.000 km² a mais que o total de 2007.

O maior total mensal de focos de calor para todo o Cerrado foi encontrado em setembro para todos os anos analisados, com exceção de 2008, quando o total mensal de focos de calor em outubro foi 6% maior que em setembro, e variou significativamente, de 15.537 (setembro/2009) a 98.238 (setembro/2007). Por outro lado, o menor total mensal de focos de calor foi encontrado na metade ou final da estação chuvosa, variando de 461 (fevereiro/2002) a 1.182 (janeiro/2010). Para a área queimada, os maiores totais mensais foram encontrados em agosto ou setembro e variaram de 7.449 km² (agosto/2009) a 105.338 km² (setembro/2010). Os menores totais mensais de área queimada se concentraram na metade da estação chuvosa, variando de 2 km² (dezembro/2010) a 23 km² (março/2015). Tais resultados são apresentados na **Tabela 6**.

Tabela 6. Mês que apresentou a maior estimativa do total mensal de focos de calor, do menor total mensal de focos de calor, do maior total mensal de área queimada e do menor total mensal de área queimada e as respectivas variações dos valores encontrados para o bioma Cerrado no período 2002-2015.

Ano	Maior Total Mensal Focos de Calor	Menor Total Mensal Focos de Calor	Maior Total Mensal Área Queimada	Menor Total Mensal Área Queimada
2002	Setembro	Fevereiro	Agosto	Dezembro
2003	Setembro	Março	Agosto	Dezembro
2004	Setembro	Fevereiro	Setembro	Janeiro
2005	Setembro	Março	Setembro	Dezembro
2006	Setembro	Fevereiro	Agosto	Dezembro
2007	Setembro	Fevereiro	Setembro	Dezembro
2008	Agosto	Março	Setembro	Janeiro
2009	Setembro	Abril	Agosto	Dezembro
2010	Setembro	Janeiro	Setembro	Dezembro
2011	Setembro	Março	Setembro	Março
2012	Setembro	Janeiro	Setembro	Dezembro
2013	Setembro	Janeiro	Setembro	Dezembro
2014	Setembro	Fevereiro	Agosto	Dezembro
2015	Setembro	Fevereiro	Setembro	Março
Variação	15.537-98.238	461-1.182	7.449-105.338 (km²)	2-23 (km²)

Durante o ano, a média mensal de focos de calor variou de 1.022 (fevereiro) a 47.670 (setembro) e a média mensal de área queimada variou de 14 km² (dezembro) a 38.913 km² (setembro), enquanto a média mensal da precipitação variou de 10 mm (agosto) a 257 mm (janeiro) e o VCI médio mensal de 24% (setembro) a 75% (março). Na maior parte do bioma Cerrado, o aumento na ocorrência das queimadas se inicia em maio, de acordo com o início da estação seca, cresce de forma constante e atinge o máximo em setembro, que é o fim da estação seca na maioria do bioma. Em outubro, início da estação chuvosa para a maior parte do Cerrado, quando a precipitação (105 mm) é quase quatro vezes maior que a média da precipitação durante a estação seca (27 mm) e a média do VCI aumenta 10% em relação a setembro, a média mensal de focos de calor e de área queimada começa a diminuir, mas ainda é elevada (24.489 focos de calor e 10.403 km², respectivamente). A possibilidade de incêndios criminosos, a ocorrência natural de queimadas relacionadas a raios e as técnicas de manejo da terra são as principais causas das queimadas no início da estação chuvosa. Por exemplo, Ramos Neto e Pivelo (2000) encontraram que os raios deram origem a 91% das queimadas registradas no Parque Nacional das Emas (localizado no estado de Goiás) durante a estação chuvosa ou na transição entre as estações secas e chuvosas no período entre junho de 1995 e maio de 1999.

Também, devido à influência de distintos fenômenos meteorológicos no setor norte do bioma, como a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT, ao norte de 6° S), e vórtices ciclônicos de altos níveis, o período da estação seca pode ser deslocado ao longo do ano (KAYANO; ANDREOLI, 2009). As áreas centro-sul do Cerrado são predominantemente controladas pela atuação de anticiclones e frentes frias, com a estação seca caracterizada pela incursão e estabelecimento de massas de ar seco sobre a região, enquanto a estação chuvosa é caracterizada pela convecção local de calor e a ação da Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) (KAYANO; ANDREOLI, 2009). A variação substancial do pico anual da estação seca no Cerrado é melhor discutida na análise espacial apresentada posteriormente, onde se enfatiza a necessidade de informações espacializadas em complemento à séries temporais para a análise da ocorrência das queimadas no Cerrado. Ao longo da estação chuvosa, a precipitação e o VCI aumentam e a média de focos de calor e área queimada diminui: a média de focos de calor (5.414) e área queimada (1.683 km²) durante a estação chuvosa é, respectivamente, 3,62 e 10,14 vezes menor do que a média de focos de calor e área queimada durante a estação seca (19.627 focos de calor e 17.072 km², respectivamente).

Além disso, o total mensal de focos de calor e de área queimada em setembro/2007 e setembro/2010 (98.238 e 97.573 focos de calor e 96.152 km² e 105.338 km², respectivamente) representaram dois episódios marcantes de altos valores, uma vez que o total de focos de calor nesses dois meses foi maior do que o total de focos de calor detectados pelos produtos de fogo ativo MODIS nos anos de 2006, 2008, 2009, 2011 e 2013 e a área queimada foi maior do que o total estimado nos anos de 2003, 2004, 2005, 2006, 2008, 2009, 2011, 2013, 2014 e 2015. Nestes dois meses, as condições climáticas para a ocorrência das queimadas estavam extremamente favoráveis: desde o início da estação seca em 2007 e 2010 a precipitação média mensal estava abaixo da precipitação média mensal encontrada para o Cerrado no período 2002-2015. A precipitação média durante a estação seca em 2007 (14,9 mm) e 2010 (18,1 mm) foi, respectivamente, 55% e 68% da precipitação média da estação seca do Cerrado entre 2002 e 2015 (26,7 mm). A estiagem durante a estação seca contribuiu para que a vegetação se tornasse mais suscetível ao fogo, quando a maioria das áreas do Cerrado em setembro/2007 e setembro/2010 apresentaram valores baixos de VCI (menores que 5%, **Figura 7**), especialmente na região sudoeste do bioma. A média mensal do VCI no Cerrado em setembro/2007 e setembro/2010 foi, respectivamente, 25% e 33% menor do que a média do VCI para o mês de setembro considerando o período 2002-2015 (24%).

Figura 7. Índice VCI estimado no bioma Cerrado para os meses de (a) Setembro/2007 e (b) Setembro/2010.

Ainda analisando a **Figura 6**, pode-se observar uma ampla variação das quatro variáveis analisadas no decorrer do ano. As maiores variações no total mensal de focos de calor e na área queimada foram encontradas durante a estação seca, especialmente em agosto e setembro, quando *outliers* foram identificados, como, por exemplo, setembro/2007 e setembro/2010. Em relação à precipitação, uma alta variabilidade foi encontrada durante toda a estação chuvosa, especialmente em dezembro e janeiro, e *outliers* foram encontrados em fevereiro, maio, junho e agosto. O *boxplot* intranual do VCI (**Figura 6(d)**) apresentou a maior variação em outubro e novembro, e *outliers* foram encontrados em fevereiro, agosto, setembro e outubro. Libonati et al. (2015a) também encontraram variações sazonais na mediana, quartis inferiores e superiores e valores extremos ao analisarem os valores mensais da área queimada e da precipitação no bioma Cerrado.

A partir da **Figura 6** também pode-se notar que o BFAST encontrou uma leve diminuição nos focos de calor e na área queimada no Cerrado, o que também foi encontrado por Archibald (2016) e Andela et al. (2017) para a África e todo o globo, respectivamente. Os resultados encontrados por Archibald (2016) foram explicados pela fragmentação da paisagem causada pelas MUCT, enquanto Andela et al. (2017) associaram o declínio global da área queimada com a fragmentação da paisagem e o aumento da pecuária, que reduz as queimadas

por diminuir a quantidade de vegetação disponível para queima uma vez que a mesma é utilizada para a alimentação do gado. Ainda, a dificuldade do MCD45A1 em detectar fragmentos de área queimada de pequeno porte devido à resolução espacial do produto pode contribuir para a aparente diminuição na área queimada, uma vez que fragmentos de área queimada cada vez menores parecem ser um resultado da fragmentação da paisagem no bioma devido ao avanço das atividades agropecuárias sobre os remanescentes naturais do Cerrado. De acordo com o BFAST a precipitação média no Cerrado também apresenta uma aparente diminuição no período 2002-2015; tal diminuição também foi encontrada por Marcuzzo et al. (2012), que identificaram a diminuição na precipitação da região centro-oeste do Cerrado para todos os meses exceto março. De acordo com Coelho et al. (2016), o período 2002-2015 está inserido em um período maior de redução da precipitação nas regiões central e sudeste do Brasil e tem sido considerado um período seco em estudos de larga escala. Ao contrário das outras variáveis, o BFAST encontrou que o VCI médio apresentou um leve aumento, apesar da aparente diminuição da precipitação no período. Ao analisarem a variabilidade da vegetação e tendências no nordeste do Brasil também com o uso do BFAST, Schucknecht et al. (2013) encontraram resultados similares: tendência positiva no NDVI, que é a base do índice VCI, e negativa na precipitação, e sugeriram que analisar apenas a precipitação não é suficiente para explicar as tendências na condição da vegetação.

Em relação ao uso e cobertura da terra no bioma, o produto MCD12Q1 mostrou que o Cerrado é composto principalmente pelo uso savana, como mostra a **Tabela 7**. Em média, 68,32% do Cerrado esteve composto por savanas durante o período 2002-2013 (1.391.371 km²), seguido pelas classes de uso e cobertura da terra mosaico de áreas agrícolas/vegetação (166.990 km², 8,2%), savana lenhosa (138.313 km², 6,79%), agricultura (116.856 km², 5,74%), gramíneas (94.799 km², 4,66%), floresta ombrófila densa (85.668 km², 5,74%) e outros usos (42.451 km², 2,08%). A distribuição espacial do uso e cobertura da terra mais frequente no bioma estimado pelo produto MCD12Q1 coleção 5.1 é apresentada na **Figura 8**.

Ao comparar o mapa de uso e cobertura da terra mais antigo (2002) estimado pelo MCD12Q1 com o mais recente (2013), observou-se que apesar da crescente pressão antrópica no Cerrado as áreas de savana aumentaram em 3,77%, seguidas pelas áreas de agricultura (1,65%), enquanto as áreas de gramíneas e savana lenhosa diminuíram em 3,22% e 1,02%, respectivamente. Tais resultados podem ter sido causados pela acurácia do produto MCD12Q1, que, apesar da exatidão global de 75%, confunde classes de uso específicas: a classe savana geralmente é confundida com as classes savana lenhosa, gramíneas, mosaico de áreas agrícolas/vegetação ou vegetação arbustiva fechada (FRIEDL et al., 2010).

Tabela 7. Variação da área (km²) e área média (km², %) das classes de uso e cobertura da terra do bioma Cerrado estimadas pelo produto MCD12Q1 durante o período 2002-2013, total e percentual de focos de calor detectados pelos produtos de fogo ativo MODIS nas classes de uso e cobertura da terra do Cerrado durante o período 2002-2015.

Uso e cobertura da Terra	Variação Área (km ²)	Área Média (km ²)	Área Média (%)	Total de Focos de Calor	Percentual de Focos de Calor (%)
Savana	1.294.77 -1.479.887	1.391.371	68,32	1.369.913	71,94
Savana Lenhosa	106.303-169.636	138.313	6,79	185.099	9,72
Gramíneas	68.017-145.810	94.799	4,66	91.535	4,81
Agricultura	102.026-146.421	116.856	5,74	61.223	3,21
Mosaico de áreas agrícolas/vegetação	129.111-207.514	166.990	8,2	89.978	4,73
Floresta ombrófila densa	79.014-95.509	85.668	4,21	72.510	3,81
Outros usos	38.082-49.893	42.451	2,08	33.924	1,79

Figura 8. Localização espacial dos biomas brasileiros, com destaque para o Cerrado. O uso e cobertura da terra apresentado é o uso e cobertura da terra mais frequente no Cerrado durante o período 2002-2013 de acordo com o produto MCD12Q1 coleção 5.1 e segue o esquema de classificação proposto pelo IGBP.

Além disso, ao comparar os resultados obtidos pelo MCD12Q1 com mapeamentos realizados para o Cerrado em 2002 (MMA, 2002) e 2013 (INPE, 2015), ambos mapeamentos baseados em imagens Landsat, tem-se resultados distintos: enquanto o MCD12Q1 permitiu estimar que 63,58% e 67,35% do Cerrado em 2002 e 2013, respectivamente, era composto pela classe de uso savana, os mapeamentos baseados em imagens Landsat permitiram encontrar que os remanescentes naturais do Cerrado (que englobam todas as formações florestais e savânicas) diminuíram de 60,5% para 54,6% entre 2002 e 2013; portanto, no período de 11 anos os remanescentes naturais diminuíram 120.150 km². A comparação dos mapas do MMA (2002) e do INPE (2015) também mostra que as áreas agrícolas aumentaram em 1,2% (24.434 km²) e as áreas de pastagem aumentaram em 3% (61.093 km²) durante o período 2002-2013. De acordo com Pivello (2011), as MUCT no Cerrado geralmente se iniciam com o uso do fogo nos remanescentes naturais para remover a vegetação, e então a área limpa é convertida em pastagem, agricultura de subsistência ou agricultura industrial. Cabe aqui ressaltar que o fogo tem usos diferentes caso seja empregado na agricultura ou pecuária: na agricultura de subsistência o fogo é tradicionalmente empregado para o controle de pragas, rotação de culturas e manuseio de pastagens; na agricultura industrial, além do uso para remover da vegetação natural, o mesmo é utilizado para a remoção de resíduos agrícolas; e na pecuária extensiva queimadas anuais ou bienais são utilizadas para estimular a rebrota da vegetação gramínea durante a estação seca, quando os estoques de forragem geralmente estão baixos. Ainda nas áreas protegidas do Cerrado, geralmente o fogo é proibido e não são empregadas técnicas de manejo, o que resulta no aumento do combustível vegetal que, quando queimado naturalmente, acidentalmente ou de maneira criminosa ocasiona queimadas mais intensas e áreas queimadas mais extensas (PIVELLO, 2011). No entanto, o MIF implementado em algumas áreas protegidas do Cerrado começou a mudar tal situação (FIDELIS et al., 2018), como será discutido posteriormente.

Aproximadamente 72% dos focos de calor detectados pelos produtos de fogo MODIS (1.369.913) ocorreram na cobertura da terra savana durante o período 2002-2015 (**Tabela 7**). Depois da classe savana, 9,7% dos focos de calor ocorreram na classe savana lenhosa (185.099), 4,8% na classe gramíneas (91.535), 4,7% na classe mosaico de áreas agrícolas/vegetação, 3,8% na classe floresta ombrófila densa (72.510), 3,2% na classe agricultura (61.223) e 1,8% em outras classes (33.924). Nascimento et al. (2012), ao analisarem a ocorrência de focos de calor nos usos e coberturas da terra do Cerrado entre maio/2008 e maio/2009, encontraram que 75,6%, 13,2%, 11% e 0,2% dos focos de calor ocorreram em remanescentes naturais, pastagem, agricultura e outros usos, respectivamente. A diferença entre

os resultados obtidos neste estudo e os encontrados por Nascimento et al. (2012) pode ter ocorrido por terem sido utilizados períodos distintos na análise e pela utilização de distintos mapas de uso e cobertura da terra: enquanto no presente trabalho foram utilizados os mapas anuais do MCD12Q1 coleção 5.1, Nascimento et al. (2012) utilizaram o mapa do MMA (2002). Ichoku et al. (2016), que também utilizaram os produtos de fogo ativo MODIS e os mapas de uso e cobertura da terra do MCD12Q1, encontraram mais de 75% dos focos de calor detectados na região norte da África subsaariana, uma região de savana que também passa pelo processo de conversão da vegetação natural em áreas agrícolas, nas classes de uso savana e savana lenhosa durante o período 2001-2014.

Em relação à distribuição espacial das queimadas no bioma, a **Figura 9(a)** apresenta o total de focos de calor detectados pelos produtos de fogo ativo MODIS no Cerrado durante o período 2002-2015, considerando uma grade regular de 0,25°.

Figura 9. (a) Total de focos de calor e (b) FRP média detectada pelos produtos de fogo ativo MODIS no bioma Cerrado entre 2002 e 2015.

O processo de MUCT no Cerrado teve início na década de 1970 na região sul do bioma e avançou em direção à região norte (FEARNSIDE, 2001). Portanto, no sul do bioma o uso e cobertura da terra é atualmente bem estabelecido, uma vez que a ocupação humana é mais antiga e o uso do fogo para a conversão de remanescentes naturais do Cerrado em outros usos da terra não é frequente por não existirem áreas de vegetação natural a serem convertidas. De acordo com o INPE (2015), em 2013 os estados de São Paulo, Paraná e Mato Grosso do Sul, localizados na região sul do bioma, apresentavam apenas 17%, 37% e 31% de cobertura natural nas áreas de Cerrado, respectivamente. Pode-se, no entanto, observar um número considerável de focos de calor na região norte do estado de São Paulo. Em tal região, as queimadas são relacionadas com a queimada pré-colheita da cana-de-açúcar. O Brasil é o principal produtor de cana-de-açúcar do mundo e a maioria dos cultivos de cana-de-açúcar no país estão localizados nas áreas de Cerrado do estado de São Paulo, estado que é responsável por cerca de 50% da produção nacional de cana-de-açúcar (RUDORFF et al., 2010).

Ao longo dos anos, a fronteira agrícola no bioma avançou das regiões central e norte do Mato Grosso para o centro-norte e nordeste do bioma. Grecchi et al. (2014) analisaram a diminuição dos remanescentes naturais de Cerrado no Mato Grosso entre 1985 e 2005, estado este que é tradicional no cultivo de soja, e concluíram que aproximadamente 42% dos remanescentes naturais foram convertidos para agricultura durante os 20 anos analisados. Além disso, a região norte é a atual frente de expansão agrícola no bioma, especialmente no leste dos estados do Maranhão, Piauí e Tocantins, no oeste do estado da Bahia e na região da fronteira entre estes quatro estados (região conhecida como MATOPIBA). O Maranhão apresentou a maior concentração de focos de calor, com 4.428 focos em apenas uma célula da grade regular de 0,25° (densidade de aproximadamente 316 focos de calor por ano). De acordo com Spera et al. (2016), o MATOPIBA pode ser considerado uma região de expansão da fronteira agrícola desde o início da década de 2000, e, ao contrário de outras áreas do Cerrado, não apresenta um uso e cobertura da terra anterior relacionado à pecuária, portanto, a agricultura está avançando sobre os remanescentes naturais com o emprego do fogo para converter o uso e cobertura da terra ao invés de estar avançando sobre áreas previamente convertidas para pastagem, o que aumenta a incidência de queimadas. Além disso, de acordo com o INPE (2015), os estados da Bahia, Maranhão, Piauí e Tocantins ainda apresentavam, respectivamente, 67%, 72%, 72% e 83% da sua área de Cerrado composta por vegetação natural no ano de 2013, o que os tornam potenciais áreas para a expansão da agricultura. Ao analisar o padrão da distribuição espacial da área queimada no Cerrado, Libonati et al. (2015b, 2016) também encontraram maiores concentrações no norte do bioma.

A partir da distribuição espacial da FRP apresentada na **Figura 9(b)**, pode-se observar que as queimadas mais intensas não estão necessariamente localizadas onde a concentração de focos de calor é maior. De fato, a intensidade das queimadas é mais dependente das condições climáticas e da vegetação do que do número absoluto de focos de calor (GOVENDER et al., 2006; RISSI et al., 2017). Áreas onde a média da FRP foi mais elevada (Bahia e Piauí), que apresentaram médias de até 300 MW, são predominantemente constituídas por áreas de pastagem ou remanescentes naturais compostos por gramíneas ou savana, e as queimadas que ocorrem em vegetação composta predominantemente por espécies gramíneas tendem a ter maior FRP do que áreas de floresta. Por exemplo, uma queimada que ocorre em uma área de floresta nativa norte-americana (cujo coeficiente de emissão é $0,453 \text{ kg.MJ}^{-1}$ de acordo com Freeborn et al. (2008)) com taxa de biomassa queimada equivalente a 10 kg.s^{-1} teria uma FRP correspondente a 22 MW, enquanto uma queimada que ocorre em uma área de savana na África (onde o coeficiente de emissão é de $0,368 \text{ kg.MJ}^{-1}$ de acordo com Wooster et al. (2005)) com a mesma taxa de biomassa queimada teria uma FRP correspondente a 27 MW.

A distribuição espacial do mês com o maior total de focos de calor e área queimada e o menor valor de precipitação e VCI no Cerrado (**Figura 10**) mostra que analisar apenas valores médios e/ou totais para todo o bioma pode esconder alguns padrões. Apesar da maior média de focos de calor em setembro (59,8%), em 19,4% dos pontos de grade o maior total de focos de calor foi encontrado em agosto, 12,4% em outubro, 1,5% em junho, 2,2% em julho, 2,1% em novembro e 2,6% em outros meses. A região central do Cerrado teve a maior incidência de focos de calor em setembro, enquanto a maior incidência em outubro foi concentrada na região centro-leste do bioma. Os maiores totais de focos de calor em agosto estão localizados no sul do bioma, coincidindo com o pico da colheita de cana-de-açúcar, e na região norte do bioma. Foram encontradas áreas com padrões diferentes, como áreas localizadas no estado do Mato Grosso, onde a ocorrência de queimadas é baixa e não se correlaciona com a precipitação ou o VCI, como será apresentado posteriormente. Para a área queimada, 52,4% dos pontos de grade apresentaram maior total mensal em setembro, seguido por agosto com 25,5%, outubro com 11,8%, julho com 4,3%, junho com 2% e novembro com 1,4%, e 6% das células apresentaram pico de área queimada em outros meses. Existe um aumento do pico da área queimada em agosto e diminuição em setembro quando comparado com o padrão encontrado para os focos de calor, especialmente na região centro-norte do Cerrado.

Figura 10. Estimativa do mês em que ocorreu o (a) Maior total de focos de calor, (b) Maior total de área queimada, (c) Menor precipitação e (d) Menor VCI no bioma Cerrado durante o período 2002-2015.

Também pode-se observar na **Figura 6** que o mês de agosto apresenta a menor média de precipitação para todo o Cerrado, no entanto, a **Figura 10(c)** mostra que a menor precipitação em agosto ocorreu em apenas 7% das células da grade regular de 0,25°. Os meses de junho e julho concentraram, respectivamente, 51,1% e 40% do mínimo de precipitação no

bioma. Existe uma concentração evidente do mínimo de precipitação durante junho no centro-leste do bioma, enquanto a precipitação mínima em julho ocorre nas regiões sul, centro-oeste e norte do bioma. Os meses de outubro e setembro contabilizaram, respectivamente, 1,6% e 0,3% do mínimo de precipitação no Cerrado. Em relação ao VCI (**Figura 10(d)**), a maior parte do Cerrado (87%) concentrou o mínimo do VCI em setembro, seguido pelos meses de agosto com 6,7%, outubro com 4%, e, 2,3% da área com valores mínimos de VCI ocorreram em outros meses. Enquanto o mínimo de VCI em setembro está espacialmente distribuído sobre quase todo o Cerrado, áreas no extremo norte do bioma apresentaram o mínimo VCI em outubro e outros meses, onde o regime sazonal da precipitação é distinto daquele observado para o restante do Cerrado devido à influência da ZCIT. Também foram encontradas áreas com mínimo VCI em agosto ou outros meses no oeste do bioma, área de transição entre os biomas Cerrado e Amazônia. Ainda, deve-se mencionar que a seca não é o único fator que pode diminuir o VCI, entre outros fatores pode-se citar o conteúdo de água no solo, a evapotranspiração, a senescência da vegetação e a ocorrência de queimadas. Portanto, o mínimo de VCI em setembro pode ter sido influenciado pelas condições físicas ambientais dos meses precedentes às queimadas, além de ter sido influenciado pela ocorrência de queimadas nos meses anteriores ou até mesmo pela combinação entre fatores biofísicos e a ocorrência de queimadas.

A defasagem em meses entre a menor precipitação e o máximo de focos de calor, a menor precipitação e o máximo de área queimada, o menor VCI e o máximo de focos de calor e o menor VCI e o máximo de área queimada é apresentada na **Figura 11**. O pico de focos de calor e área queimada geralmente ocorre de 2 a 3 meses após a menor precipitação para a maior parte do Cerrado. A defasagem de dois meses entre o máximo de focos de calor e de área queimada e a menor precipitação foi mais frequente (34,2% e 30,1%, respectivamente) e apresentou percentual próximo à defasagem de 3 meses (32% e 30%, respectivamente), sendo que a defasagem de 3 meses se concentrou no centro-leste do Cerrado, onde o mínimo de precipitação geralmente ocorre em junho. A defasagem de um mês entre o máximo de focos de calor e área queimada e a menor precipitação (17,4% e 22,4%, respectivamente) ocorreu nas áreas de cultivo de cana-de-açúcar do estado de São Paulo e nas áreas onde houve maior concentração de queimadas durante o período 2002-2015 (**Figura 9(a)**), possivelmente relacionada com o uso do fogo no fim da estação seca para intensificar a remoção da vegetação natural em áreas desmatadas ou estimular a rebrota da pastagem para alimentar o gado. A ausência de defasagem entre o máximo de focos de calor e área queimada e a menor precipitação foi encontrada em algumas áreas como no estado do Mato Grosso do Sul e

representou 3,7% e 5% do Cerrado respectivamente, enquanto áreas com a menor precipitação no início da estação seca e máximo de focos de calor e área queimada no fim da estação seca (defasagem de 4 meses) compreendeu, respectivamente, 8,5% e 5,9% da área do Cerrado, especialmente na região extremo norte do bioma. As demais defasagens ocorreram em áreas onde a incidência de queimadas é baixa e não existe correlação com a precipitação ou o VCI, como será apresentado posteriormente, e representaram 4,2% e 6% do Cerrado, respectivamente.

Figura 11. Defasagem em meses entre (a) Menor precipitação e maior total de focos de calor, (b) Menor precipitação e maior total de área queimada, (c) Menor VCI e maior total de focos de calor e (d) Menor VCI e maior total de área queimada no bioma Cerrado durante o período 2002-2015.

Enquanto os máximos de focos de calor e área queimada geralmente ocorrem de 2 a 3 meses após a menor precipitação, os máximos de focos de calor e área queimada ocorrem no mês do menor VCI para a maior parte do Cerrado (59,7% e 51,4% da área do bioma, respectivamente). A defasagem de um mês entre os focos de calor e área queimada com o VCI também foi considerável (18% e 24,2%, respectivamente) e se concentrou espacialmente nas regiões norte e sul do bioma, sendo que também foram encontradas áreas onde o máximo de focos de calor e área queimada foi encontrado antes do mínimo VCI (16,3% e 14,9%, respectivamente). Portanto, mais de 75% do Cerrado apresentou uma defasagem de até um mês entre o menor VCI e o máximo de focos de calor e área queimada, o que qualifica o índice VCI com um bom indicador da condição da vegetação e da susceptibilidade da mesma à ignição. Áreas onde o máximo de focos de calor e área queimada ocorreu antes do menor VCI podem ter sido causadas por técnicas de manejo da terra, onde a ação humana é a principal causadora das queimadas, e em áreas onde as queimadas não são comuns, como o sul do estado do Mato Grosso do Sul.

As correlações espaciais entre o total mensal de focos de calor e a precipitação média mensal, o total mensal de área queimada e a precipitação média mensal, o total mensal de focos de calor e o VCI médio mensal e o total mensal de área queimada e VCI médio mensal são apresentadas na **Figura 12**. Tais resultados mostram que os focos de calor e a área queimada se correlacionam melhor com o VCI do que com o precipitação no Cerrado. A correlação relativamente mais fraca para os focos de calor e área queimada com a precipitação (**Figura 12(a) e (b)**) do que a correlação obtida entre os focos de calor e a área queimada com o VCI (**Figura 12(c) e (d)**) pode ser explicada pelos resultados obtidos na **Figura 11**, que mostram maior defasagem entre os focos de calor e área queimada com a precipitação do que com o VCI. As correlações entre o total mensal de focos de calor e a precipitação média mensal, o total mensal de área queimada e a precipitação média mensal, o total mensal de focos de calor e o VCI médio mensal e o total mensal de área queimada e VCI médio mensal foram significativas em 83%, 75%, 94% e 94% da área do Cerrado, respectivamente.

Figura 12. Correlação espacial entre (a) Total mensal de focos de calor e precipitação média mensal, (b) Total mensal de área queimada e precipitação média mensal, (c) Total mensal de focos de calor e VCI médio mensal e (d) Total mensal de área queimada e VCI médio mensal no bioma Cerrado durante o período 2002-2015. Apenas os *pixels* estatisticamente significantes são apresentados na figura.

Espacialmente, as maiores correlações para os quatro pares de variáveis analisados foram encontradas nas áreas onde a concentração de focos de calor foi maior (**Figura 9(a)**), localizada no centro-norte e nordeste do bioma. Deve-se também mencionar as boas correlações encontradas para os quatro pares de variáveis analisados no sul do bioma, nas áreas onde ocorre tradicionalmente a queimada pré-colheita da cana-de-açúcar. De acordo com

Aguiar et al. (2011), mais de 100.000 km² de cana-de-açúcar utilizaram a queimada pré-colheita entre 2006 e 2011 no estado de São Paulo, sendo que a queimada pré-colheita foi maior em anos de menor precipitação, como o ano de 2010. Considerando os valores mensais analisados, os focos de calor e o VCI (**Figura 12(c)**) foram as variáveis que melhor se correlacionaram, atingindo valores menores que -0,7 em vários pontos da grade regular de 0,25° sobre o Cerrado, especialmente no norte do bioma. Ainda, nota-se que a área queimada se correlacionou melhor com o VCI do que com a precipitação.

Ainda em relação aos resultados apresentados na **Figura 12**, pode-se considerar o uso da precipitação como um indicador prévio da ocorrência de queimadas, enquanto o índice VCI pode ser considerado como um indicador instantâneo do risco de fogo no Cerrado, dependendo da região dentro do Cerrado para ambas variáveis. Neste sentido, ao se correlacionar o total mensal de focos de calor ou área queimada com a média da precipitação de um, dois, três ou quatro meses precedentes foram encontrados correlações com valores entre -0,3 e -0,4 em grande parte do Cerrado para a defasagem de até três meses, como observado na **Figura 13**, mostrando que a relação entre a precipitação e as queimadas precisa considerar a precipitação dos meses anteriores.

Porém, van der Werf et al. (2008) analisaram as variáveis climáticas que controlam a variabilidade das queimadas na região tropical e subtropical do planeta e mostraram a influência de outros fatores que controlam a ocorrência das queimadas nas savanas: além do clima, o uso e cobertura da terra e a destinação de áreas para pastagem também influenciam a quantidade de vegetação disponível para a queima, portanto, a relação entre as queimadas e a precipitação ou o VCI pode não ser uniforme. Adicionalmente, os autores também destacam que nas savanas as queimadas antrópicas dependem do manejo da terra que se pretende empregar: as queimadas podem ser empregadas no final da estação seca para aumentar a remoção de plantas indesejadas e favorecer a rebrota ou podem ser empregadas no início da estação seca para reduzir a degradação do solo e a probabilidade de incêndios, o que pode ter contribuído para os resultados do presente trabalho e os resultados de van der Werf et al. (2008). Price et al. (2012) corroboram com o descrito acima ao encontrarem que o MIF empregado na região oeste da Austrália durante o início da estação seca reduziu substancialmente a área queimada e a severidade de fogo. Para o Cerrado, Rissi et al. (2017) compararam o comportamento do fogo no início, meio e fim da estação seca e encontraram que a intensidade do fogo é influenciada principalmente pela combinação do percentual de vegetação morta e a quantidade de vegetação disponível pela queima.

(Continua)

Figura 13. Correlação espacial entre (a) Total mensal de focos de calor e a precipitação defasada em um mês, (b) Total mensal de focos de calor e a precipitação defasada em dois meses, (c) Total mensal de focos de calor e a precipitação defasada em três meses, (d) Total mensal de focos de calor e a precipitação defasada em quatro meses, (e) Total mensal de área queimada e a precipitação defasada em um mês, (f) Total mensal de área queimada e a precipitação defasada em dois meses, (g) Total mensal de área queimada e a precipitação defasada em três meses e (h) Total mensal de área queimada e a precipitação defasada em quatro meses no bioma Cerrado durante o período 2002-2015. Apenas os *pixels* estatisticamente significantes são apresentados na figura.

Entretanto, de acordo com van der Werf et al. (2008), o clima pode impor limitações para a ocorrência das queimadas nas savanas, uma vez que períodos mais secos aumentam a

remoção da vegetação durante o processo de limpeza das áreas. As queimadas nas savanas ocorrem predominantemente sobre vegetação gramínea, cujo desenvolvimento é diretamente relacionado com a estação chuvosa anterior. Neste sentido, Randerson et al. (2005) correlacionaram a severidade do fogo no Cerrado com o armazenamento de água da estação chuvosa anterior, obtendo valores positivos, o que, de acordo com Chen et al. (2013), sugere que o aumento da vegetação disponível para a queima no Cerrado pode expandir a ocorrência das queimadas na próxima estação seca.

4.2 Caracterização e tendências nas emissões de $PM_{2,5\mu m}$ associadas às queimadas no bioma Cerrado

A **Figura 14** apresenta o total anual de $PM_{2,5\mu m}$ emitido pelas queimadas ocorridas no bioma Cerrado, no Brasil e na América do Sul durante o período 2002-2017.

Figura 14. Total anual de $PM_{2,5\mu m}$ emitido pelas queimadas na América do Sul, no Brasil e no Cerrado estimado pelo PREP-CHEM-SRC 1.8.3 durante o período 2002-2017.

Em média, o Cerrado emitiu $1,08 \text{ Tg.ano}^{-1}$ de $PM_{2,5\mu m}$ associados às queimadas, contribuindo em 25% e 15% do total de $PM_{2,5\mu m}$ emitido pelas queimadas no Brasil e na América do Sul, respectivamente. As emissões anuais de $PM_{2,5\mu m}$ associadas às queimadas no Cerrado variaram de 0,41 Tg (2009) a 2,04 Tg (2010). O valor médio de $1,08 \text{ Tg.ano}^{-1}$ caracterizou o Cerrado como o segundo bioma brasileiro que mais emitiu $PM_{2,5\mu m}$ associado às

queimadas durante o período analisado, com média anual menor apenas que a do bioma Amazônia, que emitiu 2,68 Tg.ano⁻¹ (**Tabela 8**).

Tabela 8. Média anual de PM_{2,5µm} emitido pelas queimadas nos biomas brasileiros durante o período 2002-2017. As estimativas foram obtidas com o PREP-CHEM-SRC 1.8.3.

Bioma	Área (km²)	Território Brasileiro (%)	Emissão Média (Tg.ano⁻¹)	Percentual Nacional (%)
Amazônia	4.196.943	49	2,68	62,76
Cerrado	2.036.048	24	1,08	25,27
Mata Atlântica	1.110.182	13	0,25	5,95
Caatinga	844.453	10	0,15	3,47
Pantanal	150.335	2	0,10	2,27
Pampa	176.496	2	0,01	0,28

Em relação à variação interanual das emissões de PM_{2,5µm} associadas às queimadas, o padrão encontrado é muito similar ao encontrado por Hooghiemstra et al. (2012) para o CO emitido pelas queimadas na América do Sul durante o período 2006-2010, com maiores valores em 2007 e 2010 e menor valor em 2009. O trabalho de Hooghiemstra et al. (2012) associou tal padrão continental com as condições climáticas, como a seca em 2010, e salientou que fatores socioeconômicos e o desmatamento podem controlar a variabilidade das emissões. Pode-se observar uma diminuição das emissões sul-americanas de PM_{2,5µm} associadas às queimadas, e que entre 2008 e 2017 o ano de 2010 foi o único em que o total emitido esteve acima da média encontrada para o período 2002-2017 (7,22 Tg.ano⁻¹). As emissões brasileiras corresponderam a 59% do total emitido na América do Sul durante o período 2002-2017, valor próximo ao encontrado por Santos (2018), que estimou em 60% a contribuição brasileira em relação ao total de PM_{2,5µm} emitido pelas queimadas na América do Sul durante o período 2003-2015. Quando se considera os anos entre 2006 e 2017, tem-se que 2007 e 2010 foram os únicos anos em que o total de PM_{2,5µm} emitido pelas queimadas no Brasil foi maior que a média encontrada para o período 2002-2017 (4,26 Tg.ano⁻¹).

A caracterização em escala de bioma do $PM_{2,5\mu m}$ emitido pelas queimadas no Cerrado apresentou padrão interanual similar aos encontrados para a América do Sul e para o Brasil. Entretanto, pode-se observar que o ano de 2004 apresentou o maior total emitido na América do Sul e no Brasil, mas não no Cerrado. Neste ano, quando a precipitação esteve abaixo da média na América do Sul e no Brasil, a precipitação esteve acima da média no Cerrado, como pode ser observado na **Figura 6**. Considerando o período 2002-2015, os anos de 2007, 2010 e 2012 foram os que apresentaram menor precipitação no Cerrado e maiores totais anuais de $PM_{2,5\mu m}$ emitidos pelas queimadas, especialmente 2010, quando a precipitação durante a estação seca foi 68% da precipitação média desta estação, como apresentado anteriormente, e causou um número elevado de focos de calor e emissão associada. O total de $PM_{2,5\mu m}$ emitido pelas queimadas em setembro/2010 (0,79 Tg) foi maior que o total emitido durante os anos de 2006, 2009 e 2013.

O Cerrado emitiu no ano de 2017 um total de 1,05 Tg de $PM_{2,5\mu m}$ associados às queimadas, valor abaixo da média encontrado para o período 2002-2017 ($1,08 \text{ Tg.ano}^{-1}$), no entanto, megaincêndios foram detectados no bioma. De acordo com Fidelis et al. (2018), 78% do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros e 85% da Reserva Natural Serra do Tombador (504 km^2 e 74 km^2 , respectivamente) foram queimados em 2017. Por outro lado, outras áreas protegidas do Cerrado que implementaram o MIF a partir de 2014 não sofreram com megaincêndios, sugerindo que as técnicas promovidas pelo MIF podem alterar o regime do fogo no Cerrado. O trabalho de Schmidt et al. (2018) também encontrou resultados similares: o MIF implementado em três áreas protegidas do Cerrado causou uma redução de 40% a 57% na área queimada ocorrida no final da estação seca. Tais fatos implicam que ambos clima e ação antrópica têm influência sobre a ocorrência das queimadas e as emissões associadas no Cerrado. Ainda, os resultados encontrados por Fidelis et al. (2018) e Schmidt et al. (2018) indicam que a proibição total das queimadas pode não ser a melhor opção no bioma.

O ano de 2010 foi um ano seco no Cerrado, quando o bioma foi responsável por 59% e 23% do total de $PM_{2,5\mu m}$ emitido pelas queimadas no Brasil e na América do Sul, respectivamente (**Figura 14**). Isso demonstra a importância das condições meteorológicas na ocorrência das queimadas e emissões associadas no bioma. Em média, 70% das emissões de $PM_{2,5\mu m}$ associadas às queimadas no Cerrado se concentram na estação seca, entretanto, em 2010 cerca de 85% das emissões ocorreram na estação seca (**Figura 15(a)**). A maioria das emissões de $PM_{2,5\mu m}$ associadas às queimadas no Cerrado ocorreram no fim da estação seca (agosto e setembro, com média de $0,224 \text{ Tg.mês}^{-1}$ e $0,386 \text{ Tg.mês}^{-1}$, respectivamente),

enquanto que o período de transição entre as estações também apresentou média elevada (outubro, com média de $0,210 \text{ Tg.mês}^{-1}$), como apresentado na **Figura 15(b)**.

Figura 15. (a) Percentual de $\text{PM}_{2,5\mu\text{m}}$ emitido pelas queimadas durante as estações seca e chuvosa e (b) Média mensal de $\text{PM}_{2,5\mu\text{m}}$ emitido pelas queimadas no bioma Cerrado durante o período 2002-2017. As estimativas foram obtidas com o PREP-CHEM-SRC 1.8.3.

Intrannualmente, a maior emissão de $\text{PM}_{2,5\mu\text{m}}$ associada às queimadas no Cerrado se concentrou em agosto e setembro e está relacionada com o fim da estação seca, quando os seguidos meses de baixa precipitação aumentam a probabilidade da ocorrência de queimadas, como descrito anteriormente. Durante outubro, a média relativamente alta ($0,210 \text{ Tg.mês}^{-1}$) está associada com a transição entre as estações, quando a vegetação ainda sofre os efeitos da estiagem e aumenta a ocorrência de raios (RAMOS NETO; PIVELLO, 2000). Por outro lado,

mesmo com a variação climática, deve-se também considerar o papel antrópico na variabilidade das queimadas, que pode impactar no regime do fogo. As queimadas ocorridas no início da estação seca, que são empregadas principalmente para impedir megaincêndios no fim da estação seca, provavelmente emitem menos $PM_{2,5\mu m}$ devido ao maior teor de umidade da vegetação e a menor extensão espacial das queimadas. Já a maior emissão de $PM_{2,5\mu m}$ associada às queimadas ocorridas no final da estação seca, que são empregadas principalmente para a limpeza de áreas e favorecer a rebrota, pode estar relacionada ao menor teor de umidade da vegetação e à maior extensão espacial destas queimadas.

Ao se comparar as emissões de $PM_{2,5\mu m}$ associadas às queimadas estimadas pelo PREP-CHEM-SRC 1.8.3 no bioma Cerrado com os inventários globais, observa-se que a variação interanual é similar (**Figura 16(a)**) e que existe uma correlação linear forte entre as estimativas feitas pelo PREP-CHEM-SRC 1.8.3 e pelos inventários globais (**Figure 16(b)**). Entretanto, a magnitude dos totais anuais variou consideravelmente: enquanto o PREP-CHEM-SRC 1.8.3 estimou em $1,08 \text{ Tg.ano}^{-1}$ a emissão anual média de $PM_{2,5\mu m}$ associada às queimadas no Cerrado durante o período 2002-2017, o GFASv1.3 (disponível para o período 2003-2016) estimou em $0,9 \text{ Tg.ano}^{-1}$, o QFEDv2.5r1 (disponível para o período 2002-2017) estimou em $2,3 \text{ Tg.ano}^{-1}$, o FEERv1.0-G1.2 (disponível entre 2003 e setembro/2015) estimou em $1,6 \text{ Tg.ano}^{-1}$, e o GFED4.1s (disponível para o período 2002-2017) estimou em $1,13 \text{ Tg.ano}^{-1}$. Portanto, as estimativas do PREP-CHEM-SRC 1.8.3 no Cerrado foram, em média, 19% maiores que as do GFASv1.3, e 112%, 51% e 5% menores que as do QFEDv2.5r1, FEERv1.0-G1.2 e GFED4.1s, respectivamente.

Figura 16. (a) Total anual de $PM_{2,5\mu m}$ emitido pelas queimadas no bioma Cerrado estimado pelo PREP-CHEM-SRC 1.8.3 (2002-2017), GFASv1.3 (2003-2016), QFEDv2.5r1 (2002-2017), FEERv1.0-G1.2 (2003-setembro/2015) e GFED4.1s (2002-2017) e (b) Dispersão entre as estimativas obtidas com o PREP-CHEM-SRC 1.8.3 e os inventários globais no bioma Cerrado.

Ao analisar a **Figura 16(a)** observa-se uma variação interanual mais similar entre as estimativas baseadas na FRP (PREP-CHEM-SRC 1.8.3, QFEDv2.5r1, FEERv1.0-G1.2 e GFASv1.3) do que com o GFED4.1s. O GFED4.1s emitiu mais $PM_{2,5\mu m}$ associado às queimadas em 2005 do que em 2004, ao contrário dos demais inventários, e sempre emitiu

mais do que o PREP-CHEM-SRC 1.8.3 após 2013. A resolução espacial mais grosseira do GFED4.1s pode ser a explicação para o padrão descrito acima.

Deve-se também mencionar que existem diferenças entre os fatores de emissão e coeficientes de combustão de cada inventário analisado, além de como cada um estima as emissões, especialmente ao se comparar o PREP-CHEM-SRC 1.8.3 com o QFEDv2.5r1 e o FEERv1.0-G1.2, uma vez que estes dois inventários assimilam a profundidade óptica dos aerossóis (AOD) estimada pelo MODIS para corrigir a estimativa das emissões. Kaiser et al. (2012) realizou simulações para casos com e sem a assimilação da AOD do MODIS, encontrando que as estimativas globais de material particulado do GFASv1.0 devem ser multiplicadas por um fator de 2 a 4 para reproduzir as emissões globais do *black carbon* e do material particulado orgânico. O PREP-CHEM-SRC 1.8.3, o GFASv1.3 e o GFED4.1s não assimilam a AOD do MODIS durante a estimativa das emissões. Além disso, o QFEDv2.5r1 agrega as classes de uso e cobertura da terra do IGBP em apenas 3 classes (floresta tropical, floresta extra tropical e savana e gramíneas) (DARMENOV; DA SILVA, 2015), ao contrário do PREP-CHEM-SRC 1.8.3, o que diminui a variação entre os fatores de emissão e pode causar vieses regionais. A média anual de $PM_{2,5\mu m}$ emitido pelas queimadas no Cerrado com o PREP-CHEM-SRC 1.8.3, o GFASv1.3 e o GFED4.1s foi, respectivamente, 2,1, 2,5 e 2 vezes menor que a média anual estimada pelo QFEDv2.5r1, enquanto as respectivas médias foram 1,5, 1,8 e 1,4 vezes menor que a média anual estimada pelo FEERv1.0-G1.2.

Cabe aqui mencionar algumas das dificuldades em se estimar a FRP que podem potencialmente impactar a estimativa final das emissões associadas às queimadas do PREP-CHEM-SRC 1.8.3, do GFASv1.3, do QFEDv2.5r1, e do FEERv1.0-G1.2: (i) as queimadas geralmente não ocorrem em toda a área de um *pixel*, portanto, queimadas de pequeno porte são mais difíceis de serem detectadas por sensores de resolução espacial mais grosseira, como é o caso do MODIS, o que sugere que as queimadas menores ou menos intensas podem não ser detectadas pelo sensor, (ii) as bandas utilizadas para a detecção das queimadas são facilmente saturadas com temperaturas de brilho mais elevadas, o que leva a incertezas na FRP estimada para focos de calor mais intensos, (iii) a ausência de detecção de focos de calor devido à presença de nuvens ou fumaça espessa, e (iv) a dificuldade do MODIS em detectar focos de calor em ângulos de visada muito elevados (WOOSTER et al., 2005; ICHOKU et al., 2012; WANG et al., 2018). Portanto, estudos futuros devem focar na validação das estimativas do PREP-CHEM-SRC 1.8.3, do GFASv1.3, do FEERv1.0-G1.2, do QFEDv2.5r1 e do GFED4.1s no Cerrado a fim de estabelecer qual das fontes apresenta a melhor performance. Tal validação pode ser realizada, por exemplo, ao comparar as estimativas dos inventários com dados obtidos

de experimentos observacionais, como o experimento *South American Biomass Burning Analysis* (SAMBBA), que foi considerado como referência nos trabalhos de Pereira et al. (2016) e Darbyshire et al. (2018).

Os mapas de uso e cobertura da terra degradados do produto MCD12Q1 coleção 5.1, assim como os mapas originais descritos na seção anterior, mostraram que 6 classes de uso e cobertura da terra compõem aproximadamente 97% do Cerrado: savana, savana lenhosa, mosaico de áreas agrícolas/vegetação, agricultura, floresta ombrófila densa e gramíneas. A classe savana contribuiu com 66% do $PM_{2,5\mu m}$ emitido pelas queimadas no Cerrado, uma média de $0,7 \text{ Tg.ano}^{-1}$ ou $700.000 \text{ ton.ano}^{-1}$ (**Figura 17(a)**). As classes savana lenhosa e floresta ombrófila densa contribuíram com 9,0% e 7,3% do total emitido no Cerrado, respectivamente. A predominância das emissões na classe savana era esperada uma vez que cerca de 70% do Cerrado é composto pela referida classe.

Figura 17. (a) Emissão média de $PM_{2,5\mu m}$ associada às queimadas por classe de uso e cobertura da terra do bioma Cerrado e (b) Média de $PM_{2,5\mu m}$ emitido por foco de calor detectado nas principais classes de uso e cobertura da terra do bioma Cerrado. As estimativas foram obtidas com o PREP-CHEM-SRC 1.8.3.

Os focos de calor que ocorrem na classe floresta ombrófila densa emitiram mais $PM_{2,5\mu m}$ associado às queimadas do que os focos de calor que ocorreram na classe savana (11,6 ton por foco de calor e 6,9 ton por foco de calor, respectivamente) ou qualquer outra classe de uso e cobertura da terra do bioma Cerrado (**Figura 17(b)**). O desvio padrão do $PM_{2,5\mu m}$ emitido pelas queimadas por foco de calor nas distintas classes de uso e cobertura da terra do bioma Cerrado é apresentado na **Tabela 9**.

Tabela 9. Total de $PM_{2,5\mu m}$ emitido pelas queimadas por uso e cobertura da terra, média de $PM_{2,5\mu m}$ emitido por foco de calor e desvio padrão por uso e cobertura da terra para o bioma Cerrado durante o período 2002-2017. As estimativas foram obtidas com o PREP-CHEM-SRC 1.8.3.

Uso e cobertura da terra	Total de $PM_{2,5\mu m}$ emitido (ton)	Total de focos de calor	Média de $PM_{2,5\mu m}$ emitido (ton.foco de calor ⁻¹)	Desvio padrão (%)
Floresta ombrófila densa	1.246.181	107.637	11,6	17
Savana lenhosa	1.523.606	222.477	6,8	14
Savana	11.289.620	1.627.007	6,9	5
Gramíneas	871.708	106.206	8,2	9
Agricultura	692.400	90.564	7,6	14
Mosaico de áreas agrícolas/vegetação	948.542	119.645	7,9	14
Outros usos da terra	503.495	60.317	8,3	13

De acordo com a **Tabela 8**, tem-se que o bioma Amazônia concentrou a maioria das emissões de $PM_{2,5\mu m}$ associadas às queimadas entre os biomas brasileiros, apesar de o bioma Cerrado concentrar a maioria da área queimada ocorrida no Brasil. Além da diferença na extensão territorial entre os biomas, a maior emissão no bioma Amazônia pode estar relacionada com o fato que o mesmo é consistido primordialmente pela classe floresta ombrófila densa, que tende a emitir mais por foco de calor do que a classe savana, predominante no bioma Cerrado (**Figura 16(b)**). Estas diferenças nas emissões de acordo com o tipo de uso e cobertura da terra também podem ser evidenciadas a partir do fator de emissão, uma vez que o fator de emissão da floresta ombrófila densa é comumente maior que o fator de emissão das savanas. No PREP-CHEM-SRC 1.8.3, o fator de emissão do $PM_{2,5\mu m}$ para os focos de calor ocorridos na cobertura da terra floresta ombrófila densa é 9,4 g de $PM_{2,5\mu m}$ emitido por kg de biomassa seca queimada, enquanto o fator de emissão da cobertura da terra savana é 4,0 g de $PM_{2,5\mu m}$ emitido por kg de biomassa seca queimada. Uma das principais melhorias no

PREP-CHEM-SRC 1.8.3 em relação às versões anteriores foi a alteração dos fatores e coeficientes de emissão. Os fatores de emissão para as queimadas foram revisados e atualizados para a América do Sul e os coeficientes de emissão são agora fornecidos de acordo com o produto FEER. Com tais melhorias, espera-se representar mais precisamente as emissões associadas às queimadas no Cerrado do que as fornecidas nos inventários globais, no entanto, como citado anteriormente, deve-se realizar a validação de tais estimativas para avaliar sua performance.

A qualidade dos mapas de uso e cobertura da terra também deve ser considerada como uma potencial fonte de incertezas nas estimativas obtidas com o PREP-CHEM-SRC 1.8.3. Versões anteriores da ferramenta utilizavam um único mapa de uso e cobertura da terra do ano 2000 baseado em dados do sensor *Advanced Very High Resolution Radiometer* (AVHRR), portanto, a implementação de mapas anuais no PREP-CHEM-SRC 1.8.3 foi uma importante melhoria quando se considera o intenso processo de MUCT que ocorre em toda a América do Sul. No entanto, como citado na seção anterior, as diferenças entre o MCD12Q1 e mapeamentos baseados em imagens Landsat é grande.

Desta forma, tanto a qualidade dos mapas de uso e cobertura da terra quanto o processo de degradação dos mesmos necessário para que eles tivessem a mesma resolução espacial com que as emissões foram geradas podem ter influenciado nos resultados encontrados, especialmente nos resultados apresentados na **Figura 17**. Como sugestões para futuras versões do PREP-CHEM-SRC, recomenda-se a implementação dos mapas de uso e cobertura da terra derivados do produto MCD12Q1 coleção 6, que foi lançado recentemente e espera-se que apresente maior acurácia do que o produto disponível na coleção 5.1, além de fornecerem mapas anuais para o período 2001-2017. Como comparação, o mapa com a resolução original do MCD12Q1 coleção 5.1 para 2013, que é o mapa de uso e cobertura da terra implementado no PREP-CHEM-SRC 1.8.3, estimou que 67% do Cerrado era composto pela cobertura da terra savana e 4% pela cobertura da terra gramíneas, já o mapa do mesmo ano presente na coleção 6 estimou que 41% do Cerrado era composto pela cobertura da terra savana e 38% pela cobertura da terra gramíneas (**Figura 18**). Os erros introduzidos pelo processo de degradação da resolução espacial poderiam ser minimizados caso as saídas do PREP-CHEM-SRC fossem geradas em uma resolução espacial mais fina, no entanto, o impacto da resolução espacial na estimativa das emissões ainda precisa ser avaliado, uma vez que a FRP de cada foco de calor detectado é agrupada, como demonstrado nas **Equações 6 e 7**. Portanto, uma resolução espacial mais fina teria menos focos a serem agrupados para cada ponto de grade e poderia impactar na estimativa final das emissões.

Figura 18. Comparação dos mapas de uso e cobertura da terra do bioma Cerrado no ano de 2013 derivados do produto (a) MCD12Q1 coleção 5.1 e (b) MCD12Q1 coleção 6.

Sobre a distribuição espacial das emissões de $PM_{2,5\mu m}$ associadas às queimadas ocorridas no Cerrado, cada célula da grade regular de $0,1^\circ$ emitiu, em média, $0,5 \text{ ton.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ durante o período 2002-2017, entretanto, uma única célula chegou a atingir a média de $16,6 \text{ ton.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ (**Figura 19**). Tais médias mais elevadas se concentraram na região norte do bioma, que é onde se encontra atualmente a fronteira de expansão agrícola no Cerrado (FEARNSIDE, 2000), especialmente no estado do Maranhão. A área de transição entre os biomas Cerrado e Amazônia, onde as MUCT são frequentes, também apresentou médias elevadas, especialmente nos estados do Maranhão, Tocantins e Mato Grosso. A expansão da fronteira agrícola no norte do bioma a partir do início da década de 2000 (SPERA et al., 2016) levou à conversão das áreas naturais em agricultura, especialmente a soja. Apesar dos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia concentrarem a maior proporção de remanescentes naturais de Cerrado em 2013 (INPE, 2015), um estudo recente mostrou que durante o período 2001-2018 estes estados perderam, respectivamente, 17,24%, 16,19%, 16,16% e 19,37% da sua área natural de Cerrado (INPE, 2018), o que implica que estes quatro estados foram os que proporcionalmente perderam mais remanescentes naturais no período. O Cerrado do Mato Grosso, que também apresentou médias elevadas de emissão de $PM_{2,5\mu m}$ associadas às

queimadas, perdeu 12,73% dos seus remanescentes naturais no período 2001-2018 (INPE, 2018). Uma das principais causas desta recente conversão de uso e cobertura da terra no norte do bioma foi a Moratória da Soja, um acordo firmado entre os principais negociadores de soja para que não fosse comprada soja cultivada em áreas desflorestadas da Amazônia após julho de 2006. Isto levou à expansão do cultivo da soja no Cerrado, especialmente na região do MATOPIBA, onde cerca de 40% da expansão do cultivo de soja durante o período 2007-2013 ocorreu sobre remanescentes naturais do Cerrado (GIBBS et al., 2015).

Figura 19. Distribuição espacial da média anual de $PM_{2,5\mu m}$ emitido pelas queimadas no bioma Cerrado durante o período 2002-2017. As estimativas foram obtidas com o PREP-CHEM-SRC 1.8.3. A cor cinza representa os pontos de grade em que não houve emissão durante o período analisado.

Ao analisar a **Figura 19**, também é possível observar a elevada média das emissões de $PM_{2,5\mu m}$ associadas às queimadas na fronteira entre os biomas Cerrado e Amazônia (áreas no oeste dos estados do Mato Grosso, Tocantins e Maranhão), relacionada com a frequente ocorrência da cobertura da terra floresta ombrófila densa, que, como descrito anteriormente, tende a emitir mais $PM_{2,5\mu m}$ associado às queimadas do que a cobertura da terra savana. As médias destes pontos de grade com maior emissão também apresentaram os maiores desvios padrões (até $17,38 \text{ ton.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$) e na sua maioria apresentaram emissão em 14 dos 16 anos analisados (**Figura 20**).

Figura 20. (a) Desvio padrão da média anual de $PM_{2,5\mu m}$ emitido pelas queimadas no bioma Cerrado e **(b)** Número de anos em que houve emissão de $PM_{2,5\mu m}$ emitido pelas queimadas no bioma Cerrado. As estimativas foram obtidas a partir do PREP-CHEM-SRC 1.8.3 e consideraram o período 2002-2017. A cor cinza representa os pontos de grade em que não houve emissão durante o período analisado.

Para o Cerrado como um todo, 69,3% dos pontos de grade apresentaram emissão em 10 ou mais anos e 31% dos mesmos apresentaram emissão em 15 ou 16 anos. Ao contrário do norte do bioma, o sul apresentou médias anuais baixas, devido à ocupação mais antiga e à ausência de remanescentes naturais de Cerrado. A exceção foi o norte do estado de São Paulo,

onde as médias elevadas estão relacionadas com a queimada pré-colheita da cana-de-açúcar. Consequentemente, as médias anuais nessa porção do Cerrado não apresentaram desvio padrão elevado e a maioria dos pontos de grade apresentaram emissão em até 8 anos (**Figura 20**).

Considerando todo o bioma Cerrado, a média da tendência resultante das 10.000 iterações do *bootstrap* para o total anual de $PM_{2,5\mu m}$ emitido pelas queimadas no bioma Cerrado durante o período 2002-2017 apresentou uma tendência negativa de $-19.267 \text{ ton.ano}^{-1}$. Este valor está inserido entre os percentis 10 e 90 ($-39.221 \text{ ton.ano}^{-1}$ e $5.690 \text{ ton.ano}^{-1}$, respectivamente) e corresponde a 1,78% da média anual de $1,08 \text{ Tg.ano}^{-1}$. Porém, ao se analisar espacialmente, as tendências no Cerrado variaram de $-1,49 \text{ ton.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ a $1,17 \text{ ton.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$, sendo que os valores para todos os pontos de grade estiveram inseridos dentro dos percentis 10 e 90 (**Figura 21**).

Figura 21. (a) Média da tendência das 10.000 iterações do *bootstrap*, (b) Valor do percentil 10 e (c) Valor do percentil 90 baseado nas emissões anuais de $PM_{2,5\mu m}$ estimadas pelo PREP-CHEM-SRC 1.8.3 durante o período 2002-2017 no bioma Cerrado. A cor cinza representa os pontos de grade em que não houve emissão durante o período analisado.

Tais valores representam que a tendência em relação à média anual de $PM_{2,5\mu m}$ emitido pelas queimadas no Cerrado durante o período 2002-2017 variou até $\pm 35\%$ (**Figura 22**). 58,5% dos pontos de grade apresentaram tendência negativa, enquanto que em 41,5% dos pontos a tendências foi positiva.

Figura 22. Tendência anual (%) calculada como a média da tendência das 10.000 iterações do *bootstrap* em relação à média do $PM_{2,5\mu m}$ emitido pelas queimadas no bioma Cerrado durante o período 2002-2017. As estimativas utilizadas foram as obtidas com o PREP-CHEM-SRC 1.8.3. A cor cinza representa os pontos de grade em que não houve emissão durante o período analisado.

Apesar da tendência negativa quando se considera o bioma Cerrado como um todo, a análise espacial permitiu encontrar tendências negativas ou positivas dentro do bioma. Tal resultado corrobora os resultados de Andela et al. (2017), Arora e Melton (2018) e Ward et al. (2018), que observaram regiões com tendência oposta à tendência global de declínio na área queimada ou nas emissões associadas às queimadas, o que enfatiza a necessidade de informações espacializadas para a análise de tendências relacionadas à ocorrência das queimadas. O declínio nas emissões globais associadas às queimadas encontrado por Arora e Melton (2018) e Ward et al. (2018) foi explicado pela fragmentação da paisagem e o aumento na densidade populacional, processos que também ocorrem no Cerrado atualmente. Ainda, outro fator que pode influenciar a tendência negativa nas emissões é o aumento de queimadas de pequeno porte encontrado por Andela et al. (2017), pois, como discutido anteriormente, queimadas de pequeno porte são mais difíceis de serem detectadas pelos sensores MODIS (MOREIRA DE ARAÚJO; FERREIRA, 2015) e podem impactar na estimativa final das emissões e as respectivas tendências.

Também, o declínio da taxa de desmatamento no bioma Cerrado como um todo desde 2004 (INPE, 2018) contribuiu diretamente para a tendência negativa nas emissões de $PM_{2,5\mu m}$ associadas às queimadas durante o período 2002-2017 quando se considera todo o bioma. Também, outro fator que se esperava que contribuísse para a tendência negativa significativa das emissões associadas às queimadas para todo o bioma é o MIF, que, de acordo com Lipsett-Moore et al. (2018), apesar de implementado na presente década, pode potencialmente diminuir as emissões das áreas de savana da América do Sul em 15%.

Espacialmente, pode-se observar tendências positivas ou negativas de até 35% da média anual emitida. A ocorrência de tais tendências nas emissões de $PM_{2,5\mu m}$ associadas às queimadas ocorridas no Cerrado durante o período 2002-2017 se relacionam com a época de alteração do uso e cobertura da terra: áreas onde as MUCT são mais antigas não apresentaram variação ou apresentaram variação negativa, enquanto áreas convertidas recentemente apresentaram tendência positiva. Os estados do Maranhão, Tocantins e Piauí apresentaram as maiores proporções de tendências positivas (células vermelhas na **Figura 22**), pois os mesmos apresentaram taxa de desmatamento estável ou crescente após 2009 (INPE, 2018). O padrão de áreas com tendência negativa na região norte do estado do Maranhão está possivelmente associado à conversão do uso e cobertura da terra que ocorreu anteriormente ao ano de 2002, início da série temporal analisada, e o uso do fogo diminuiu ao longo dos anos por se tratar de uma área onde a agricultura mecanizada foi inserida. Também observa-se tendências positivas nos estados de Goiás e Minas Gerais, localizadas no sul do bioma, o que não era esperado. Tais

tendências positivas podem estar relacionadas com o baixo número de anos em que houve emissão nessa região (**Figura 20(a)**), o que impacta diretamente na estimativa das tendências.

A comparação das tendências das emissões de $PM_{2,5\mu m}$ associadas às queimadas no bioma Cerrado obtidas com o PREP-CHEM-SRC 1.8.3 (**Figura 22**) e as obtidas com os demais inventários globais utilizados é apresentada na **Figura 23** e na **Tabela 10**. A média da tendência de todos os pontos de grade de todos os inventários também estava inserida dentro do intervalo composto pelo valor dos percentis 10 e 90.

Figura 23. Tendência anual (%) calculada como a média da tendência das 10.000 iterações do *bootstrap* em relação à média do $PM_{2,5\mu m}$ emitido pelas queimadas no bioma Cerrado obtida a partir das estimativas dos inventários globais (a) FEERv.1.0-G1.2 (2003-setembro/2015), (b) QFEDv2.5r1 (2-2017), (c) GFASv1.3 (2003-2016) e (d) GFED4.1s (2002-2017). A cor cinza representa os pontos de grade em que não houve emissão durante o período analisado.

Tabela 10. Menor e maior valor da tendência anual nas emissões de $PM_{2,5\mu m}$ associadas às queimadas, e percentual de células com tendências positivas e tendências negativas para o bioma Cerrado obtidas a partir do PREP-CHEM-SRC 1.8.3 (2002-2017), do FEERv1.0-G1.2 (2003-setembro/2015), do QFEDv2.5r1 (2002-2017), do GFASv1.3 (2003-2016) e do GFED4.1s (2002-2017).

Inventário	Menor valor (ton.km⁻².ano⁻¹)	Maior valor (ton.km⁻².ano⁻¹)	Células com tendência positiva (%)	Células com tendência negativa (%)
PREP-CHEM-SRC 1.8.3	-1,49	1,17	41,5	58,5
FEERv1.0-G1.2	-7,37	1,78	40,7	59,3
QFEDv2.5r1	-4,19	3,82	42,5	57,5
GFASv1.3	-3,50	1,05	43,4	56,6
GFED4.1s	0,96	1,12	40,9	59,1

Nota-se uma variação entre os valores máximos e mínimos das tendências, o que está de acordo com a diferença de magnitude da emissão estimada por cada inventário apresentada na **Figura 16**. Ainda, a diferença no período em que cada inventário fornece as estimativas (apresentada na discussão da **Figura 16**) também pode ter influência sobre os resultados presentes na **Tabela 10**. O percentual de células com tendência positiva e negativa foi similar entre todos os inventários analisados. O padrão espacial das tendências para todos os inventários também foi similar, mesmo ao se considerar a diferente resolução espacial e o método para se estimar as emissões do GFED4.1s. Tais resultados também demonstram a concordância do PREP-CHEM-SRC 1.8.3 com os inventários globais.

5 CONCLUSÕES E SUGESTÕES

Dados derivados de sensores orbitais foram utilizados para caracterizar o regime de fogo no Cerrado, seus padrões espaciais e temporais e correlação com a variável meteorológica precipitação e a condição da vegetação, estimar e caracterizar as emissões associadas às queimadas no bioma e identificar tendências nestas emissões. O método empregado foi eficaz para estabelecer e definir padrões no Cerrado e, portanto, pode ser utilizado para outras áreas vegetadas da superfície terrestre que são afetadas pelo fogo.

As séries temporais dos valores mensais para o bioma como um todo mostraram a maior concentração da ocorrência das queimadas em agosto e setembro, em concordância com o final da estação seca, cujo início e final variam dentro do bioma. A análise espacial mostrou padrões que não são identificados quando se analisa valores totais ou médios para todo o bioma. Por exemplo, a série temporal para todo o bioma mostrou que o mínimo de precipitação ocorre em agosto, no entanto, a análise espacial identificou que o mínimo de precipitação ocorre no mês de agosto em apenas 7% do Cerrado. Portanto, a variação espacial das variáveis analisadas deve ser considerada para melhor descrever o regime do fogo no Cerrado e a sua relação com variáveis meteorológicas, a condição da vegetação e demais fatores climáticos que controlam a ocorrência das queimadas no bioma.

Apesar da crescente pressão antrópica e das MUCT no bioma, os focos de calor e a área queimada apresentaram uma aparente queda durante o período analisado, provavelmente relacionada com a fragmentação da paisagem e os resultantes fragmentos de área queimada de menor tamanho, que são mais difíceis de ser detectados por sensores orbitais como o MODIS. Ainda, deve-se considerar que a série temporal analisada para a ocorrência das queimadas considerou apenas 14 anos, portanto, séries temporais maiores devem ser investigadas em estudos futuros para verificar a significância do declínio do número de focos de calor e da área queimada no bioma Cerrado.

Foi encontrado que 72% dos focos de calor detectados pelo MODIS no Cerrado ocorreram na cobertura da terra savana, que é a predominante no bioma. No entanto, o uso e cobertura da terra derivado do produto MCD12Q1 coleção 5.1 apresentou grandes discrepâncias quando comparado a mapeamentos baseados em imagens Landsat e também com o produto MCD12Q1 presente na coleção 6. Portanto, esforços futuros devem ser empregados para validar o produto MCD12Q1 para o bioma Cerrado.

A análise espacial permitiu identificar que os focos de calor mais intensos não estão necessariamente localizados onde a concentração de focos de calor é maior (norte do bioma,

onde está atualmente a frente de expansão agrícola no Cerrado), o que mostra que a FRP se associa melhor com o tipo e condição do combustível do que com o número absoluto de focos de calor. Ainda, os resultados encontrados qualificam o VCI como um identificador instantâneo da susceptibilidade da vegetação ao fogo, enquanto a precipitação pode ser utilizada como um indicador prévio da ocorrência das queimadas.

As emissões de $PM_{2,5\mu m}$ associadas às queimadas ocorridas no bioma Cerrado, assim como sua contribuição nacional e na América do Sul, são condicionadas aos fatores climáticos e à ação humana. Os três anos que apresentaram maior total anual de emissão de $PM_{2,5\mu m}$ foram anos caracterizados por precipitação abaixo da média na área do bioma, portanto, períodos com menor precipitação podem aumentar a probabilidade da ocorrência das queimadas e emissões associadas. A influência antrópica nas emissões de $PM_{2,5\mu m}$ associadas às queimadas pode ser observada a partir da distribuição espacial da média anual das emissões, uma vez que áreas localizadas na atual fronteira agrícola do Cerrado, onde a conversão da vegetação natural em outros usos da terra é mais frequente, concentraram as maiores médias de emissão. Ainda, o MIF recentemente implementado em áreas protegidas do Cerrado pode alterar o regime do fogo no bioma. Estudos recentes mostraram que a área queimada é reduzida com o MIF, que estabelecer um regime do fogo adequado para o ecossistema local permite o entendimento que o fogo pode ter um impacto positivo, e também permite combater a ideia de que a ausência total de queimadas seja a melhor opção para o bioma Cerrado. Portanto, também existe a necessidade de se quantificar o impacto do MIF sobre as emissões associadas às queimadas no Cerrado e a oportunidade de mitigação das emissões que o MIF proporciona.

Em relação às médias anuais e às tendências, valores que consideram o bioma Cerrado como um todo podem ocultar alguns padrões. Mostrou-se que a média anual de $PM_{2,5\mu m}$ emitido pelas queimadas no Cerrado e a média da tendência resultante das 10.000 iterações do *bootstrap* em relação à média de $PM_{2,5\mu m}$ emitido durante o período 2002-2017 variou consideravelmente dentro do bioma. Portanto, a análise espacial é o método mais indicado para analisar tendências no bioma. Tal análise pode até mesmo ser utilizada como suporte em políticas públicas, de formar a inibir a ocorrência de queimadas em áreas com tendência positiva, com a finalidade de reduzir as emissões e seus impactos sobre o clima e a saúde humana.

A variação das emissões de acordo com o tipo de uso e cobertura da terra enfatiza a necessidade de coeficientes de emissão específicos para as distintas classes de uso e cobertura da terra e de fatores de emissão atualizados para melhor representar a magnitude e a variabilidade das emissões. A implementação de tais melhorias no PREP-CHEM-SRC 1.8.3

representou uma importante atualização na ferramenta. No entanto, esforços futuros devem ser conduzidos para avaliar os ganhos obtidos com tais atualizações no PREP-CHEM-SRC 1.8.3 em relação às versões anteriores da ferramenta, assim como validar os resultados obtidos com a versão 1.8.3, uma vez que a magnitude das estimativas obtidas e as estimativas fornecidas pelos inventários globais variou consideravelmente.

Por fim, sugere-se o uso das estimativas das emissões associadas às queimadas ocorridas no bioma Cerrado como dados de entrada em modelos numéricos que permitam avaliar o impacto das emissões associadas às queimadas sobre as variáveis meteorológicas, como os modelos CCATT-BRAMS e WRF-Chem. Tal experimento permitiria verificar o impacto das emissões do Cerrado sobre a precipitação da América do Sul, o que não é encontrado atualmente na literatura e contribuiria para o maior entendimento da ocorrência das queimadas do Cerrado e seus impactos sobre o clima da América do Sul.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, D. A. et al. Remote Sensing Images in Support of Environmental Protocol: Monitoring the Sugarcane Harvest in São Paulo State, Brazil. **Remote Sensing**, v. 3, n. 12, p.2682-2703, 13 dez. 2011. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/rs3122682>.
- ANDELA, N. et al. Biomass burning fuel consumption dynamics in the tropics and subtropics assessed from satellite. **Biogeosciences**, v. 13, n. 12, p.3717-3734, 28 jun. 2016. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-13-3717-2016>.
- ANDELA, N. et al. A human-driven decline in global burned area. **Science**, v. 356, n. 6345, p.1356-1362, 29 jun. 2017. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.aal4108>.
- ANDERSEN, A. N. et al. Fire frequency and biodiversity conservation in Australian tropical savannas: implications from the Kapalga fire experiment. **Austral Ecology**, v. 30, n. 2, p.155-167, abr. 2005. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-9993.2005.01441.x>.
- ANDREAE, M. O.; MERLET, P. Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 15, n. 4, p.955-966, dez. 2001. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/2000gb001382>.
- ARCHER-NICHOLLS, S. et al. Characterising Brazilian biomass burning emissions using WRF-Chem with MOSAIC sectional aerosol. **Geoscientific Model Development**, v. 8, n. 3, p.549-577, 12 mar. 2015. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/gmd-8-549-2015>.
- ARCHIBALD, S. et al. Climate and the inter-annual variability of fire in southern Africa: a meta-analysis using long-term field data and satellite-derived burnt area data. **Global Ecology And Biogeography**, v. 19, n. 6, p.794-809, 23 jun. 2010. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00568.x>.
- ARCHIBALD, S.; STAYER, A. C.; LEVIN, S. A. Evolution of human-driven fire regimes in Africa. **Proceedings Of The National Academy Of Sciences**, v. 109, n. 3, p.847-852, 19 dez. 2011. Proceedings of the National Academy of Sciences. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1118648109>.
- ARCHIBALD, S. Managing the human component of fire regimes: lessons from Africa. **Philosophical Transactions Of The Royal Society B: Biological Sciences**, v. 371, n. 1696, p.1-11, 23 maio 2016. The Royal Society. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2015.0346>.
- ARORA, V. K.; MELTON, J. R. Reduction in global area burned and wildfire emissions since 1930s enhances carbon uptake by land. **Nature Communications**, v. 9, n. 1, p.1-10, 17 abr. 2018. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-018-03838-0>.
- ARRUDA, F. V. et al. Trends and gaps of the scientific literature about the effects of fire on Brazilian Cerrado. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 1, p.1-6, 5 mar. 2018. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2017-0426>.

BAJOCCO, S. et al. Mapping Forest Fuels through Vegetation Phenology: The Role of Coarse-Resolution Satellite Time-Series. **Plos One**, v. 10, n. 3, p.1-14, 30 mar. 2015. Public Library of Science (PLOS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0119811>.

BENALI, A. et al. Bimodal fire regimes unveil a global-scale anthropogenic fingerprint. **Global Ecology And Biogeography**, v. 26, n. 7, p.799-811, 3 abr. 2017. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/geb.12586>.

BERINGER, J. et al. Fire impacts on surface heat, moisture and carbon fluxes from a tropical savanna in northern Australia. **International Journal Of Wildland Fire**, v. 12, n. 4, p.333-340, 2003. CSIRO Publishing. <http://dx.doi.org/10.1071/wf03023>.

BEUCHLE, R. et al. Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. **Applied Geography**, v. 58, p.116-127, mar. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.01.017>.

BICKEL, U.; DROS, J. M. The impacts of soybean cultivation on Brazilian ecosystems: Three case studies. **Report commissioned by the WWF Forest Conversion Initiative**, 2003, Washington, United States of America, p.33.

BOSSIOLI, E. et al. Atmospheric composition in the Eastern Mediterranean: Influence of biomass burning during summertime using the WRF-Chem model. **Atmospheric Environment**, v. 132, p.317-331, maio 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.03.011>.

BOWMAN, D. M. J. S. et al. Fire in the Earth System. **Science**, v. 324, n. 5926, p.481-484, 24 abr. 2009. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.1163886>.

BRUNSON, M. W.; TANAKA, J. Economic and Social Impacts of Wildfires and Invasive Plants in American Deserts: Lessons From the Great Basin. **Rangeland Ecology & Management**, v. 64, n. 5, p.463-470, set. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.2111/rem-d-10-00032.1>.

BURLING, I. R. et al. Laboratory measurements of trace gas emissions from biomass burning of fuel types from the southeastern and southwestern United States. **Atmospheric Chemistry And Physics**, v. 10, n. 22, p.11115-11130, 25 nov. 2010. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-10-11115-2010>.

CARDOZO, F. S. et al. Validation of MODIS MCD45A1 product to identify burned areas in Acre state - Amazon forest. Anais. In: IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium, **Anais...**, Munique: IEEE, 2012. p.6741-6744.

CARDOZO, F. S. et al. Avaliação dos modelos de emissão 3BEM e 3BEM_FRP no estado de Rondônia. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 67, n. 6, p.1247-1264, 01 set. 2015. EDUFU - Editora da Universidade Federal de Uberlândia.

CHEN, Y. et al. Long-term trends and interannual variability of forest, savanna and agricultural fires in South America. **Carbon Management**, v. 4, n. 6, p.617-638, dez. 2013. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.4155/cmt.13.61>.

CHEN, Y. et al. A pan-tropical cascade of fire driven by El Niño/Southern Oscillation. **Nature Climate Change**, v. 7, n. 12, p.906-911, 27 nov. 2017. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1038/s41558-017-0014-8>.

CHÉRET, V.; DENUX, J. P. Mapping wildfire danger at regional scale with an index model integrating coarse spatial resolution remote sensing data. **Journal Of Geophysical Research**, v. 112, n. 2, p.1-11, 18 abr. 2007. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/2005jg000125>.

CHÉRET, V.; DENUX, J. P. Analysis of MODIS NDVI Time Series to Calculate Indicators of Mediterranean Forest Fire Susceptibility. **Giscience & Remote Sensing**, v. 48, n. 2, p.171-194, abr. 2011. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.2747/1548-1603.48.2.171>.

COELHO, C. A. S. et al. The 2014 southeast Brazil austral summer drought: regional scale mechanisms and teleconnections. **Climate Dynamics**, v. 46, n. 11-12, p.3737-3752, 15 ago. 2016. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s00382-015-2800-1>.

COLEVE, P. A. Aplicação de índices das condições de vegetação no monitoramento em tempo quase real da seca em Moçambique usando NOAA AVHRR-NDVI. **GEOUSP Espaço e Tempo**, v. 29, p.85–95, 30 dez. 2011. Universidade de São Paulo.

COUTINHO, L. M. **Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado**. In: GOLDAMMER, J. G. Fire in the tropical biota. New York: Springer-Verlag, 1990, p.82-105.

CHRISTOPHER, S. A.; GUPTA, P. Satellite Remote Sensing of Particulate Matter Air Quality: The Cloud-Cover Problem. **Journal Of The Air & Waste Management Association**, v. 60, n. 5, p.596-602, maio 2010. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.3155/1047-3289.60.5.596>.

DARBYSHIRE, E. et al. The vertical distribution of biomass burning pollution over tropical South America from aircraft in situ measurements during SAMBBA. **Atmospheric Chemistry And Physics Discussions**, p.1-26, 26 set. 2018. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-2018-921>.

DARMENOV, A. S.; DA SILVA, A. M. **The Quick Fire Emissions Dataset (QFED): Documentation of Versions 2.1, 2.2 and 2.4**. Research Report. National Aeronautics and Space Administration, 2015, 212 p.

DE OLIVEIRA ALVES, N. et al. Biomass burning in the Amazon region causes DNA damage and cell death in human lung cells. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p.1-13, 7 set. 2017. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-017-11024-3>.

DE SALES, F. et al. On the effects of wildfires on precipitation in Southern Africa. **Climate Dynamics**, v. 52, n. 1-2, p.951-967, 16 mar. 2018. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s00382-018-4174-7>.

DIDAN, K. MOD13A3: MODIS/Terra vegetation Indices Monthly L3 Global 1km SIN Grid V006. 2015. Disponível em: https://lpdaac.usgs.gov/dataset_discovery/modis/modis_%20products_table/mod13a3_v006 >. Acesso em: 20 nov. 2017.

DURIGAN, G.; RATTER, J. A. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. **Journal Of Applied Ecology**, v. 53, n. 1, p.11-15, 13 nov. 2015. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12559>.

EARL, N.; SIMMONDS, I. Spatial and Temporal Variability and Trends in 2001-2016 Global Fire Activity. **Journal Of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 123, n. 5, p.2524-2536, 6 mar. 2018. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1002/2017jd027749>.

ECKMANN, T. C. et al. Variations in Subpixel Fire Properties with Season and Land Cover in Southern Africa. **Earth Interactions**, v. 14, n. 6, p.1-29, jun. 2010. American Meteorological Society. <http://dx.doi.org/10.1175/2010ei328.1>.

FEARNSIDE, P. M. Global Warming and Tropical Land-Use Change: Greenhouse Gas Emissions from Biomass Burning, Decomposition and Soils in Forest Conversion, Shifting Cultivation and Secondary Vegetation. **Climatic Change**, v. 46, n. 1/2, p.115-158, 2000. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1005569915357>.

FEARNSIDE, P. M. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. **Environmental Conservation**, v. 28, n. 1, p.23-38, mar. 2001. Cambridge University Press (CUP). <http://dx.doi.org/10.1017/s0376892901000030>.

FIDELIS, A. et al. The Year 2017: Megafires and Management in the Cerrado. **Fire**, v. 1, n. 3, p.1-11, 5 dez. 2018. MDPI AG. <https://dx.doi.org/10.3390/fire1030049>.

FORSTER, P. et al. **Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing**. In: SOLOMON, S. D. et al. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Cambridge: Cambridge University, 2007. p.129-234.

FRANÇA, D. et al. Pre-harvest sugarcane burning emission inventories based on remote sensing data in the state of São Paulo, Brazil. **Atmospheric Environment**, v. 99, p.446-456, dez. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.10.010>.

FREEBORN, P. H. et al. Relationships between energy release, fuel mass loss, and trace gas and aerosol emissions during laboratory biomass fires. **Journal Of Geophysical Research**, v. 113, n. 1, p.1-17, 5 jan. 2008. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/2007jd008679>.

FREITAS, S. R. et al. The Coupled Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System (CATT-BRAMS) – Part 1: Model description and evaluation. **Atmospheric Chemistry And Physics**, v. 9, n. 8, p.2843-2861, 28 abr. 2009. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-9-2843-2009>.

FREITAS, S. R. et al. PREP-CHEM-SRC – 1.0: a preprocessor of trace gas and aerosol emission fields for regional and global atmospheric chemistry models. **Geoscientific Model Development**, v. 4, n. 2, p.419-433, 10 maio 2011. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/gmd-4-419-2011>.

FREITAS, S. R. et al. The Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System (BRAMS 5.2): an integrated environmental model tuned for tropical areas. **Geoscientific Model Development**, v. 10, n. 1, p.189-222, 13 jan. 2017. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/gmd-10-189-2017>.

FRIEDL, M. A. et al. Global land cover mapping from MODIS: algorithms and early results. **Remote Sensing Of Environment**, v. 83, n. 1-2, p.287-302, nov. 2002. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0034-4257\(02\)00078-0](http://dx.doi.org/10.1016/s0034-4257(02)00078-0).

FRIEDL, M. A. et al. MODIS Collection 5 global land cover: Algorithm refinements and characterization of new datasets. **Remote Sensing Of Environment**, v. 114, n. 1, p.168-182, jan. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2009.08.016>.

GIBBS, H. K. et al. Brazil's Soy Moratorium. **Science**, v. 347, n. 6220, p.377-378, 22 jan. 2015. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.aaa0181>.

GIGLIO, L. et al. An Enhanced Contextual Fire Detection Algorithm for MODIS. **Remote Sensing Of Environment**, v. 87, n. 2-3, p.273-282, out. 2003. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0034-4257\(03\)00184-6](http://dx.doi.org/10.1016/s0034-4257(03)00184-6).

GIGLIO, L.; SCHROEDER, W.; JUSTICE, C. O. The collection 6 MODIS active fire detection algorithm and fire products. **Remote Sensing Of Environment**, v. 178, p.31-41, jun. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2016.02.054>.

GOVENDER, N.; TROLLOPE, W. S. W.; VAN WILGEN, B. W. The effect of fire season, fire frequency, rainfall and management on fire intensity in savanna vegetation in South Africa. **Journal Of Applied Ecology**, v. 43, n. 4, p.748-758, 23 jun. 2006. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01184.x>.

GRECCHI, R. C. et al. Land use and land cover changes in the Brazilian Cerrado: A multidisciplinary approach to assess the impacts of agricultural expansion. **Applied Geography**, v. 55, p.300-312, dez. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.09.014>.

GRELL, G. A. et al. Fully coupled “online” chemistry within the WRF model. **Atmospheric Environment**, v. 39, n. 37, p.6957-6975, dez. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.04.027>.

HANTSON, S. et al. Strengths and weaknesses of MODIS hotspots to characterize global fire occurrence. **Remote Sensing Of Environment**, v. 131, p.152-159, abr. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2012.12.004>.

HANTSON, S. et al. Rare, Intense, Big fires dominate the global tropics under drier conditions. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p.1-5, 30 out. 2017. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-017-14654-9>.

HOOGHIEMSTRA, P. B. et al. Interannual variability of carbon monoxide emission estimates over South America from 2006 to 2010. **Journal Of Geophysical Research:**

Atmospheres, v. 117, n. 15, p.1-25, 10 ago. 2012. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/2012jd017758>.

ICHOKU, C.; KAUFMAN, Y. J. A method to derive smoke emission rates from MODIS fire radiative energy measurements. **IEEE Transactions On Geoscience And Remote Sensing**, v. 43, n. 11, p.2636-2649, nov. 2005. Institute of Electrical and Electronics Engineers (IEEE). <http://dx.doi.org/10.1109/tgrs.2005.857328>.

ICHOKU, C.; KAHN, R.; CHIN, M. Satellite contributions to the quantitative characterization of biomass burning for climate modeling. **Atmospheric Research**, v. 111, p.1-28, jul. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosres.2012.03.007>.

ICHOKU, C.; ELLISON, L. Global top-down smoke-aerosol emissions estimation using satellite fire radiative power measurements. **Atmospheric Chemistry And Physics**, v. 14, n. 13, p.6643-6667, 2 jul. 2014. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-14-6643-2014>.

ICHOKU, C. et al. Biomass burning, land-cover change, and the hydrological cycle in Northern sub-Saharan Africa. **Environmental Research Letters**, v. 11, n. 9, p.1-14, 1 set. 2016. IOP Publishing. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/11/9/095005>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Biomas Brasileiros. 2010. Disponível em: <https://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm>. Acesso em: 02 fev. 2017.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). 2015. Projeto TerraClass Cerrado: Mapeamento do uso e cobertura da terra no Cerrado. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/tccerrado/>>. Acesso em: 02 fev. 2017.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). 2018. Projeto Monitoramento Cerrado. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/cerrado/>>. Acesso em: 18 nov. 2018.

JIAO, W. et al. Evaluating an Enhanced Vegetation Condition Index (VCI) Based on VIUPD for Drought Monitoring in the Continental United States. **Remote Sensing**, v. 8, n. 3, p.1-21, 10 mar. 2016. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/rs8030224>.

JOHNSTON, F. H. et al. Estimated Global Mortality Attributable to Smoke from Landscape Fires. **Environmental Health Perspectives**, v. 120, n. 5, p.695-701, maio 2012. Environmental Health Perspectives. <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.1104422>.

JOLLY, W. M. et al. Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013. **Nature Communications**, v. 6, n. 1, p.1-11, 14 jul. 2015. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms8537>.

JUSTICE, C. O. et al. An overview of MODIS Land data processing and product status. **Remote Sensing Of Environment**, v. 83, n. 1-2, p.3-15, nov. 2002. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0034-4257\(02\)00084-6](http://dx.doi.org/10.1016/s0034-4257(02)00084-6).

KAISER, J. W. et al. Biomass burning emissions estimated with a global fire assimilation system based on observed fire radiative power. **Biogeosciences**, v. 9, n. 1, p.527-554, 27 jan. 2012. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-9-527-2012>.

KAYANO, M. T.; ANDREOLI, R. V. **Clima da Região Nordeste do Brasil**. In: CAVALTANTI, I. F. A. et al. Tempo e Clima no Brasil: Oficina de Textos, 2009, p. 213-233.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p.707-713, jun. 2005. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>.

KNORR, W.; JIANG, L.; ARNETH, A. Climate, CO₂ and human population impacts on global wildfire emissions. **Biogeosciences**, v. 13, n. 1, p.267-282, 15 jan. 2016. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-13-267-2016>.

KOGAN, F. N. Droughts of the Late 1980s in the United States as Derived from NOAA Polar-Orbiting Satellite Data. **Bulletin Of The American Meteorological Society**, v. 76, n. 5, p.655-668, maio 1995. American Meteorological Society. [http://dx.doi.org/10.1175/1520-0477\(1995\)0762.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1175/1520-0477(1995)0762.0.co;2).

KUMMEROW, C. et al. The Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) Sensor Package. **Journal Of Atmospheric And Oceanic Technology**, v. 15, n. 3, p.809-817, jun. 1998. American Meteorological Society. [http://dx.doi.org/10.1175/1520-0426\(1998\)0152.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1175/1520-0426(1998)0152.0.co;2).

KUMMEROW, C. et al. The Status of the Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) after Two Years in Orbit. **Journal Of Applied Meteorology**, v. 39, n. 12, p.1965-1982, dez. 2000. American Meteorological Society. [http://dx.doi.org/10.1175/1520-0450\(2001\)0402.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1175/1520-0450(2001)0402.0.co;2).

KUSANGAYA, S; SITHOLE, V. B. Remote sensing-based fire frequency mapping in a savannah rangeland. **South African Journal Of Geomatics**, v. 4, n. 1, p.36-49, 11 mar. 2015. African Journals Online (AJOL). <http://dx.doi.org/10.4314/sajg.v4i1.3>.

LEBLON, B.; BOURGEAU-CHAVEZ, L.; SAN-MIGUEL-AYANZ, J. **Use of Remote Sensing in wildfire management**. In: CURKOVIC, S. Sustainable development – Authoritative and leading edge content for environmental management: InTech Press, 2012, p.55–82.

LEVINE, J. S. **Biomass burning and the production of greenhouse gases**. In: ZEPP, R. G. (Ed.). Climate Biosphere Interaction: Biogenic Emissions and Environmental Effects of Climate Change, 1994.

LIBONATI, R. et al. An Algorithm for Burned Area Detection in the Brazilian Cerrado Using 4 μ m MODIS Imagery. **Remote Sensing**, v. 7, n. 11, p.15782-15803, 24 nov. 2015a. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/rs71115782>.

LIBONATI, R. et al. Spatio-temporal variability of burned area over Brazil for the period 2005–2010 using MODIS data. Anais. In: XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, **Anais...**, João Pessoa: SELPER, 2015b. p. 675–682.

LIBONATI, R., DACAMARA, C. C., SETZER, A. W. Spatial and temporal patterns of burned area over Brazilian Cerrado from 2005 to 2015 using remote sensing. Anais. In: Geosciences Union General Assembly, **Anais...**, Viena: EGU, 2016. p.25–29.

LIN, C. Y. et al. Modelling of long-range transport of Southeast Asia biomass-burning aerosols to Taiwan and their radiative forcings over East Asia. **Tellus B: Chemical and Physical Meteorology**, v. 66, n. 1, p.23733-23751, jan. 2014. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.3402/tellusb.v66.23733>.

LIPSETT-MOORE, G. J.; WOLFF, N. H.; GAME, E. T. Emissions mitigation opportunities for savanna countries from early dry season fire management. **Nature Communications**, v. 9, n. 1, p.1-8, 8 jun. 2018. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-018-04687-7>.

LONGO, K. M. et al. The Coupled Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System (CATT-BRAMS) – Part 2: Model sensitivity to the biomass burning inventories. **Atmospheric Chemistry And Physics**, v. 10, n. 13, p.5785-5795, 1 jul. 2010. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-10-5785-2010>.

MAIER, S. W. et al. Sensitivity of the MODIS fire detection algorithm (MOD14) in the savanna region of the Northern Territory, Australia. **Isprs Journal Of Photogrammetry And Remote Sensing**, v. 76, p.11-16, fev. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2012.11.005>.

MALLET, M. D. et al. Biomass burning emissions in north Australia during the early dry season: an overview of the 2014 SAFIRED campaign. **Atmospheric Chemistry And Physics**, v. 17, n. 22, p.13681-13697, 17 nov. 2017. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-17-13681-2017>.

MARCUZZO, F. F. N.; CARDOSO, M. R. D.; FARIA, T. G. CHUVAS NO CERRADO DA REGIÃO CENTRO-OESTE DO BRASIL: análise histórica e tendência futura. **Ateliê Geográfico**, v. 6, n. 2, p.112-130, 28 ago. 2012. Universidade Federal de Goiás. <http://dx.doi.org/10.5216/ag.v6i2.15234>.

MATAVELI, G. A. V. et al. Correlação entre distintos índices espectrais de vegetação e focos de calor no bioma. Anais. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, **Anais...**, Santos: SELPER, 2017. p.1376–1383.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). 2002. Projeto PROBIO: Diversidade biológica brasileira. Disponível em: < <http://mapas.mma.gov.br/mapas/aplic/probio/datadownload.htm> >. Acesso em: 02 fev. 2017.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). 2018. Conceito de Manejo Integrado do Fogo. Disponível em: < <http://cerradojalapao.mma.gov.br/mif> >. Acesso em: 03 abr. 2018.

MIRANDA, H. S.; BUSTAMANTE, M. M. C.; MIRANDA, A. C. **The Fire Factor**. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. The Cerrados of Brazil: Columbia University Press, 2002, p.51-68.

MODIS FIRE PRODUCTS ALGORITHM THEORETICAL BASIS DOCUMENT (MODIS ATBD). 2006. Disponível em: <https://modis.gsfc.nasa.gov/data/atbd/atbd_mod14.pdf>. Acesso em: 29 set. 2016.

MODIS MCD12Q1 ALGORITHM THEORETICAL BASIS DOCUMENT (ATBD). 2013. Disponível em: <https://lpdaac.usgs.gov/sites/default/files/public/modis/docs/MCD12Q1_UserGuide_07302013.pdf>. Acesso em: 29 set. 2016.

MODIS MOD13 ALGORITHM THEORETICAL BASIS DOCUMENT (ATBD). 2006. Disponível em: <https://modis.gsfc.nasa.gov/data/atbd/atbd_mod13.pdf>. Acesso em: 29 set. 2016.

MOREIRA DE ARAÚJO, F.; FERREIRA, L. G.; ARANTES, A. E. Distribution Patterns of Burned Areas in the Brazilian Biomes: An Analysis Based on Satellite Data for the 2002–2010 Period. **Remote Sensing**, v. 4, n. 7, p.1929-1946, 29 jun. 2012. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/rs4071929>.

MOREIRA DE ARAÚJO, F.; FERREIRA, L. G. Satellite-based automated burned area detection: A performance assessment of the MODIS MCD45A1 in the Brazilian savanna. **International Journal Of Applied Earth Observation And Geoinformation**, v. 36, p.94-102, abr. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2014.10.009>.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p.853-858, fev. 2000. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1038/35002501>.

National Research Council Committee on Air Quality Management in the United States (NRC). Air Quality Management in the United States. National Academies Press, 2004.

NASCIMENTO, D. T. F.; MOREIRA DE ARAÚJO, F.; FERREIRA, L. G. Análise dos padrões de distribuição espacial e temporal dos focos de calor no bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 63, n. 4, p.461-475, 01 ago. 2012. EDUFU - Editora da Universidade Federal de Uberlândia.

NOGUEIRA, J. et al. Spatial Pattern of the Seasonal Drought/Burned Area Relationship across Brazilian Biomes: Sensitivity to Drought Metrics and Global Remote-Sensing Fire Products. **Climate**, v. 5, n. 2, p.1-21, 16 jun. 2017. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/cli5020042>.

PEREIRA, G. et al. Estimativa da área de fogo ativo a partir da potência radiativa do fogo. **Revista Brasileira de Cartografia**, v.63, n.4, p.419-428, 01 ago. 2012. EDUFU - Editora da Universidade Federal de Uberlândia.

PEREIRA, G. et al. Avaliação dos Dados de Precipitação Estimados pelo Satélite TRMM para o Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 3, p.139-148, 2013. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v18n3.p139-148>.

PEREIRA, G. et al. Assessment of fire emission inventories during the South American Biomass Burning Analysis (SAMBBA) experiment. **Atmospheric Chemistry And Physics**,

v. 16, n. 11, p.6961-6975, 7 jun. 2016. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-16-6961-2016>.

PEREIRA, A. et al. Burned Area Mapping in the Brazilian Savanna Using a One-Class Support Vector Machine Trained by Active Fires. **Remote Sensing**, v. 9, n. 11, p.1-21, 14 nov. 2017. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/rs9111161>.

PIVELLO, V. R. The Use of Fire in the Cerrado and Amazonian Rainforests of Brazil: Past and Present. **Fire Ecology**, v. 7, n. 1, p.24-39, abr. 2011. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.4996/fireecology.0701024>.

PRICE, O. F.; RUSSELL-SMITH, J.; WATT, F. The influence of prescribed fire on the extent of wildfire in savanna landscapes of western Arnhem Land, Australia. **International Journal Of Wildland Fire**, v. 21, n. 3, p.297-305, 2012. CSIRO Publishing. <http://dx.doi.org/10.1071/wf10079>.

QUIRING, S. M.; GANESH, S. Evaluating the utility of the Vegetation Condition Index (VCI) for monitoring meteorological drought in Texas. **Agricultural And Forest Meteorology**, v. 150, n. 3, p.330-339, mar. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2009.11.015>.

QUIRING, S. M.; PAPAERYIAKOU, T. N. An evaluation of agricultural drought indices for the Canadian prairies. **Agricultural And Forest Meteorology**, v. 118, n. 1-2, p.49-62, ago. 2003. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0168-1923\(03\)00072-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0168-1923(03)00072-8).

RAMOS NETO, M. B.; PIVELLO, V. R. Lightning Fires in a Brazilian Savanna National Park: Rethinking Management Strategies. **Environmental Management**, v. 26, n. 6, p.675-684, dez. 2000. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s002670010124>.

RANDERSON, J. T. et al. Fire emissions from C3 and C4 vegetation and their influence on interannual variability of atmospheric CO₂ and $\delta^{13}\text{C}_{\text{CO}_2}$. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 19, n. 2, p.1-13, 7 maio 2005. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/2004gb002366>.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. **As principais fitofisionomias do bioma Cerrado**. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. Cerrado: ecologia e flora: EMBRAPA, 2008, p.152-212.

REATTO, A. et al. **Solos do bioma Cerrado: aspectos pedológicos**. In: SANO, S. M. et al. Cerrado: ecologia e flora: Embrapa Cerrados e Embrapa Informação Tecnológica, 2008, p.107-149.

RISSI, M. N. et al. Does season affect fire behaviour in the Cerrado? **International Journal Of Wildland Fire**, v. 26, n. 5, p.427-433, 2017. CSIRO Publishing. <http://dx.doi.org/10.1071/wf14210>.

ROBERTS, G. et al. Retrieval of biomass combustion rates and totals from fire radiative power observations: Application to southern Africa using geostationary SEVIRI imagery. **Journal Of Geophysical Research**, v. 110, n. 21, p.1-20, 2005. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/2005jd006018>.

ROY, D. P. et al. Prototyping a global algorithm for systematic fire-affected area mapping using MODIS time series data. **Remote Sensing Of Environment**, v. 97, n. 2, p.137-162, jul. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2005.04.007>.

ROY, D. P. et al. The collection 5 MODIS burned area product — Global evaluation by comparison with the MODIS active fire product. **Remote Sensing Of Environment**, v. 112, n. 9, p.3690-3707, set. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2008.05.013>.

RUDORFF, B. F. T. et al. Studies on the Rapid Expansion of Sugarcane for Ethanol Production in São Paulo State (Brazil) Using Landsat Data. **Remote Sensing**, v. 2, n. 4, p.1057-1076, 9 abr. 2010. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/rs2041057>.

SANTOS, P. R. **Desenvolvimento e implementação do ciclo diurno da queima de biomassa no PREP-CHEM-SRC: Análise dos inventários de emissões de aerossóis na América do Sul**. 2018. 96 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Sensoriamento Remoto, Divisão de Sensoriamento Remoto, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2018. Disponível em: <<http://mtc-m21c.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m21c/2018/07.16.18.37/doc/publicacao.pdf>>. Acesso em: 02 nov. 2018.

SAIDE, P. E. et al. Assessment of biomass burning smoke influence on environmental conditions for multiyear tornado outbreaks by combining aerosol-aware microphysics and fire emission constraints. **Journal Of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 121, n. 17, p.10294-10311, 15 set. 2016. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1002/2016jd025056>.

SCHMIDT, I. B. et al. Fire management in the Brazilian savanna: First steps and the way forward. **Journal Of Applied Ecology**, v. 55, n. 5, p.2094-2101, 4 mar. 2018. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13118>.

SCHUCKNECHT, A. et al. Assessing vegetation variability and trends in north-eastern Brazil using AVHRR and MODIS NDVI time series. **European Journal Of Remote Sensing**, v. 46, n. 1, p.40-59, jan. 2013. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.5721/eujrs20134603>.

SEILER, W.; CRUTZEN, P. J. Estimates of gross and net fluxes of carbon between the biosphere and the atmosphere from biomass burning. **Climatic Change**, v. 2, n. 3, p.207-247, 1980. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/bf00137988>.

SHIMABUKURO, Y. E. et al. **Biomass burning emission estimation in amazon tropical forest**. In: ALCARAZ-SEGURA, D.; DI BELLA, C. M.; STRASCHNOY, J. V. Earth observation of ecosystem services. Boca Raton: CRC Press, 2013, p. 125-148.

SILVA, F. A. M.; ASSAD, E. D.; STEINKE, E. T.; MÜLLER, A. G. **Clima do Bioma Cerrado**. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. de; RIBEIRO, J. F. Cerrado: ecologia e flora: Embrapa Cerrados, 2008, p. 93-148.

SPERA, S. A. et al. Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. **Global Change Biology**, v. 22, n. 10, p.3405-3413, 12 jul. 2016. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13298>.

STEPHENSON, C.; HANDMER, J.; BETTS, R. Estimating the economic, social and environmental impacts of wildfires in Australia. **Environmental Hazards**, v. 12, n. 2, p.93-111, jun. 2013. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/17477891.2012.703490>.

THENKABAIL, P. S.; GAMAGE, M. S. D. N.; SMAKHTIN, V. U. **The use of Remote Sensing data for drought assessment and monitoring in Southwest Asia**. Research Report. International Water Management Institute, 2004, 34 p.

VADREVU, K. P. et al. Analysis of Southeast Asian pollution episode during June 2013 using satellite remote sensing datasets. **Environmental Pollution**, v. 195, p.245-256, dez. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.017>.

VAN DER WERF, G. R. et al. Climate controls on the variability of fires in the tropics and subtropics. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 22, n. 3, p.1-13, set. 2008. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/2007gb003122>.

VAN DER WERF, G. R. et al. Global fire emissions and the contribution of deforestation, savanna, forest, agricultural, and peat fires (1997–2009). **Atmospheric Chemistry And Physics**, v. 10, n. 23, p.11707-11735, 10 dez. 2010. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-10-11707-2010>.

VAN DER WERF, G. R. et al. Global fire emissions estimates during 1997–2016. **Earth System Science Data**, v. 9, n. 2, p.697-720, 12 set. 2017. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/essd-9-697-2017>.

VERBESSELT, Jan et al. Detecting trend and seasonal changes in satellite image time series. **Remote Sensing Of Environment**, v. 114, n. 1, p.106-115, jan. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2009.08.014>.

VERMOTE, E. et al. An approach to estimate global biomass burning emissions of organic and black carbon from MODIS fire radiative power. **Journal Of Geophysical Research**, v. 114, n. 18, p.1-22, 23 set. 2009. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/2008jd011188>.

WANG, J. et al. Mitigating Satellite-Based Fire Sampling Limitations in Deriving Biomass Burning Emission Rates: Application to WRF-Chem Model Over the Northern sub-Saharan African Region. **Journal Of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 123, n. 1, p.507-528, 11 jan. 2018. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1002/2017jd026840>.

WARD, D. S. et al. Trends and Variability of Global Fire Emissions Due To Historical Anthropogenic Activities. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 32, n. 1, p.122-142, jan. 2018. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1002/2017gb005787>.

WOOSTER, M. J. Small-scale experimental testing of fire radiative energy for quantifying mass combusted in natural vegetation fires. **Geophysical Research Letters**, v. 29, n. 21, p.1-4, 2002. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/2002gl015487>.

WOOSTER, M. J. et al. Retrieval of biomass combustion rates and totals from fire radiative power observations: FRP derivation and calibration relationships between biomass consumption and fire radiative energy release. **Journal Of Geophysical Research**, v. 110, n.

24, p.1-24, 2005. American Geophysical Union (AGU).
<http://dx.doi.org/10.1029/2005jd006318>.

WOOSTER, M. J. et al. Field determination of biomass burning emission ratios and factors via open-path FTIR spectroscopy and fire radiative power assessment: headfire, backfire and residual smouldering combustion in African savannahs. **Atmospheric Chemistry And Physics**, v. 11, n. 22, p.11591-11615, 22 nov. 2011. Copernicus GmbH.
<http://dx.doi.org/10.5194/acp-11-11591-2011>.

WU, L.; SU, H.; JIANG, J. H. Regional simulations of deep convection and biomass burning over South America: 2. Biomass burning aerosol effects on clouds and precipitation. **Journal Of Geophysical Research**, v. 116, n. 17, p.1-11, 15 set. 2011. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/2011jd016106>.

YANG, S. et al. Precipitation and Latent Heating Distributions from Satellite Passive Microwave Radiometry. Part II: Evaluation of Estimates Using Independent Data. **Journal Of Applied Meteorology And Climatology**, v. 45, n. 5, p.721-739, maio 2006. American Meteorological Society. <http://dx.doi.org/10.1175/jam2370.1>.

YATES, C. P.; EDWARDS, A. C.; RUSSELL-SMITH, J. Big fires and their ecological impacts in Australian savannas: size and frequency matters. **International Journal Of Wildland Fire**, v. 17, n. 6, p.768-781, 2008. CSIRO Publishing.
<http://dx.doi.org/10.1071/wf07150>.

YILMAZ, K. K. et al. Evaluation of a satellite-based global flood monitoring system. **International Journal Of Remote Sensing**, v. 31, n. 14, p.3763-3782, 4 ago. 2010. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/01431161.2010.483489>.

APÊNDICE A – Artigo Publicado na Revista *Natural Hazards and Earth System Sciences*

Nat. Hazards Earth Syst. Sci., 18, 125–144, 2018
<https://doi.org/10.5194/nhess-18-125-2018>
 © Author(s) 2018. This work is distributed under
 the Creative Commons Attribution 3.0 License.

Natural Hazards
 and Earth System
 Sciences

Satellite observations for describing fire patterns and climate-related fire drivers in the Brazilian savannas

Guilherme Augusto Verola Mataveli¹, Maria Elisa Siqueira Silva¹, Gabriel Pereira^{1,2}, Francielle da Silva Cardozo², Fernando Shinji Kawakubo¹, Gabriel Bertani³, Julio Cezar Costa², Raquel de Cássia Ramos², and Viviane Valéria da Silva²

¹Department of Geography, University of São Paulo, São Paulo, 05508-000, Brazil

²Department of Geosciences, Federal University of São João del-Rei, São João del-Rei, 36307-352, Brazil

³Remote Sensing Division, National Institute for Space Research, São José dos Campos, 12227-010, Brazil

Correspondence: Guilherme Augusto Verola Mataveli (mataveli@usp.br)

Received: 2 March 2017 – Discussion started: 8 March 2017

Revised: 22 November 2017 – Accepted: 23 November 2017 – Published: 10 January 2018

Abstract. In the Brazilian savannas (Cerrado biome) fires are natural and a tool for shifting land use; therefore, temporal and spatial patterns result from the interaction of climate, vegetation condition and human activities. Moreover, orbital sensors are the most effective approach to establish patterns in the biome. We aimed to characterize fire, precipitation and vegetation condition regimes and to establish spatial patterns of fire occurrence and their correlation with precipitation and vegetation condition in the Cerrado. The Cerrado was first and second biome for the occurrence of burned areas (BA) and hotspots, respectively. Occurrences are higher during the dry season and in the savanna land use. Hotspots and BA tend to decrease, and concentrate in the north, but more intense hotspots are not necessarily located where concentration is higher. Spatial analysis showed that averaged and summed values can hide patterns, such as for precipitation, which has the lowest average in August, but minimum precipitation in August was found in 7 % of the Cerrado. Usually, there is a 2–3-month lag between minimum precipitation and maximum hotspots and BA, while minimum VCI and maximum hotspots and BA occur in the same month. Hotspots and BA are better correlated with VCI than precipitation, qualifying VCI as an indicator of the susceptibility of vegetation to ignition.

1 Introduction

A common process in most of the land areas of the world (Hanson et al., 2013), fires consume large areas of vegetation across the Earth's surface, modifying its characteristics (Vadrevu et al., 2014) and playing an important role in climate due to the emissions related to biomass burning (Kaiser et al., 2012). Moreover, extensive fire activity disturbs the ecosystems, decreasing plants and animal species and causing soil depletion (Fearnside, 2000) as well as social and economic costs (Brunson and Tanaka, 2011; Stephenson et al., 2013).

The frequency of fire weather seasons is becoming higher: between 1979 and 2013 fire weather seasons have lengthened in more than 25 % of the world's vegetated area, increasing the global mean fire weather season about 19 % in length (Jolly et al., 2015). Globally, around 25 % of the areas which have a significant fire activity are characterized by a bimodal pattern, presenting at least one fire season occurring under unfavourable fire weather conditions, which indicates an anthropic influence in the occurrence of fires; predominantly bimodal pattern areas are mostly located in Canada–northern USA, central Eurasia, eastern Siberia, northern India and southern South America, highlighting the importance of population density and land management techniques in the global fire regime (Benali et al., 2017). In addition to anthropic action, climate is a powerful driver for the occurrence of fires, able to control the amount of fuel available for burning and enhancing the probability of ignition. While a higher amount of precipitation during the dry season reduces

the occurrence of fires, rainier years during the dry season can increase fire activity in the following year (Archibald et al., 2010). Moreover, studies of long-term trends and interannual variability of fires found large year-to-year changes associated with extreme climate conditions (Chen et al., 2013). Combined with climate, fuel moisture and fuel type, which are characteristics of the vegetation, are dependent variables of the ignition and spread of fires (Leblon et al., 2012). Variations in vegetation condition, which can be expressed by vegetation indices, are an important indicator of stress factors for plants, such as drought, and are useful for assessing the susceptibility of vegetation to fires (Bajocco et al., 2015). Studies have already shown the correlation between the seasonal variability of fuel moisture and fire occurrence, as well as the intra-annual and interannual variability of vegetation condition due to shorter or longer dry seasons (Chéret and Denux, 2011). Therefore, the interaction of human activities, climate and vegetation defines the temporal and spatial patterns for the occurrence of fires, highlighting the importance of characterizing the spatial patterns of fire occurrence and their correlation with climatic variables and vegetation condition, which is necessary to understand the dynamics of areas affected by fires, especially in areas suffering severe changes in land use and land cover (LULC) and presenting climatic seasonality, such as the Cerrado biome (Brazilian savannas).

According to Archibald et al. (2010), the relationship between climate controllers and fire occurrence is complex and varies for each biome. Tropical savannas are the most frequently burned ecosystems in the world (van der Werf et al., 2008; Bowman et al., 2009), where humans are responsible for most of fires (Archibald et al., 2012), especially for opening areas for agriculture and livestock farming and for pest control (Shimabukuro et al., 2013). In the Cerrado, the second largest biome in South America and mostly constituting short grassland vegetation, natural fires are common due to lightning (Ramos-Neto and Pivello, 2000). Moreover, since the 1970s this biome has suffered an intense agricultural expansion process (Fearnside, 2001), and fire has been an important tool in this land-use and land-cover change (LULCC) process for removing the natural remnants of vegetation as well as shifting cultivations, eliminating crop residues and stimulating the regrowth of herbaceous plant for cattle feeding during the dry season (Pivello, 2011). These reasons qualify the Cerrado as an important biome to be studied; however, according to Beuchle et al. (2015), despite the increasing anthropic pressure in the Cerrado, LULCC in the biome has been overlooked until recently when compared to the efforts for monitoring LULCC in the Amazon biome. The absence of an effective fire policy also contributes to the LULCC process in the natural remnants of Cerrado, which is the most biodiverse savanna in the world (Durigan and Ratter, 2016).

Regarding the Cerrado, we can highlight studies that analysed fires and precipitation, such as Moreira de Araújo et

al. (2012), Libonati et al. (2015a) and Moreira de Araújo and Ferreira (2015), which used averaged and summed values of burned areas (BA), hotspots or precipitation for the entire Cerrado, a biome presenting an area of more than 2 million km²; therefore, the variation of these variables within the biome was not analysed. Libonati et al. (2015b, 2016) analysed the spatial and temporal distribution of BA in the Cerrado; however, these works did not establish the spatial distribution of correlation between BA and hotspots and precipitation or vegetation condition, which is an important approach for understanding the complex climate–vegetation–fire occurrence relationship. The recent study of Nogueira et al. (2017) should also be mentioned, which analysed the sensitivity of fire danger indices (FDIs) in describing the seasonal fire danger in the Brazilian biomes, including the Cerrado, by correlating distinct FDIs with BA data sets and found that the sensitivity of FDIs is biome-specific.

Considering the phenomenon analysed, data derived from orbital sensors are the most efficient source of information to comprehend the fire dynamics once they allow the observation of large areas of the surface daily and repeatedly (Ichoku et al., 2012; Hantson et al., 2013; Andela et al., 2016). Among the orbital sensors available for studying fires, Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) active fire and BA products were the first data sets derived from the new generation of moderate-resolution orbital sensors (Giglio et al., 2016) and have been widely used to study fires in the tropical savannas of Brazil (Nascimento et al., 2011; Moreira de Araújo et al., 2012; Libonati et al., 2015a, b, 2016; Moreira de Araújo and Ferreira, 2015), Africa (Archibald et al., 2010; Kusangaya and Sithole, 2015), Australia (Andersen et al., 2005; Yates et al., 2008; Maier et al., 2013) and in the entire tropical savannas (van der Werf et al., 2008). The use of MODIS data for estimating vegetation condition from vegetation indices (Chéret and Denux, 2007, 2011) should also be mentioned, while precipitation is mostly estimated using Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) satellite data (Kummerow et al., 2000), which provide good estimates of the spatial and temporal patterns of precipitation and are widely validated.

Given the information presented above, we aimed to characterize the fire, precipitation and vegetation condition regimes and to use spatial analysis tools to establish spatial patterns of fire occurrence and their correlation with precipitation and vegetation condition in the Cerrado using data obtained from orbital remote sensing during the 2002–2015 period.

2 Materials and methods

2.1 Study area

The Cerrado (Fig. 1) is the second largest Brazilian biome, only smaller than the Amazon biome, and covers approxi-

Figure 1. Location of the Brazilian biomes, highlighting the Cerrado biome. Most frequent LULC in the Cerrado estimated by the MCD12Q1 product during the 2002–2013 period.

mately 22 % of the Brazilian territory in 11 different states (IBGE, 2010). The biome is characterized by a wide climatic variability and covers a large area extended for many latitudinal belts (Kayano and Andreoli, 2009), usually presenting a dry season from May to September and a rainy season from October to April for most of the Cerrado (Coutinho, 1990; Pivello, 2011; Moreira de Araújo et al., 2012). Due to the high biological diversity, in particular endemic species that represent approximately 44 % of the flora (Klink and Machado, 2005), the Cerrado is a world biodiversity hotspot (Myers et al., 2000). Among the factors that explain the biodiversity in the biome, we can highlight a strong climatic seasonality, water availability and anthropic disturbances, such as deforestation and fires (Coutinho, 1990). The Cerrado is composed of different vegetal formations, presenting (i) grasslands, mainly constituted by herbaceous species and certain shrubs without the presence of tree species; (ii) savannas, with sparse tree and shrubs over a grassy extract; and (iii) forest formations, where tree species with continuous or discontinuous canopy dominate (Dias, 1992).

However, the LULCC process caused by the agricultural expansion since the 1970s (Fearnside, 2001) significantly reduced the natural vegetation of the biome. Before the 1970s, the Cerrado was considered unsuitable for agriculture due

to the poor soils in the biome, but advances in agricultural techniques, favourable conditions for mechanization, government incentives and the low price of land contributed to transform the Cerrado into a growing agricultural region (Bickel and Dros, 2003). The anthropic fires in the natural remnants of the Cerrado, caused by the LULCC process, are commonly performed during the dry season, opposed to the natural fires, which usually occur at the beginning of the rainy season and favour the predominance of herbaceous species or cause land degradation in the remnants of the Cerrado (Pivello, 2011).

2.2 MODIS fire products

The MODIS sensor, designed for studying the dynamics of the biosphere, is on board the polar-orbiting Terra and Aqua satellites, providing data in 36 spectral channels between 0.4 and 14.4 μm with nominal spatial resolution ranging from 0.25 to 10 km, depending on the product, temporal resolution of 1 to 2 days and enabling four daily imaging surveys from the same surface (Justice et al., 2002; Giglio et al., 2003). MODIS active fire products (MOD14 and MYD14 products, derived from the MODIS sensor on board Terra and Aqua satellites, respectively) detect burning pixels with nominal spatial resolution of 1 km using a contextual algorithm that

applies thresholds to the mid-infrared and thermal infrared brightness temperature (T4 and T11, respectively) (Giglio et al., 2003). According to Giglio et al. (2003), MODIS has two 4 μm channels (21 and 22), and, usually, channel 22 is used to detect active fires. However, when it saturates or has missing data, it is replaced with channel 21, while T11 is derived from channel 31; false detections are rejected by examining the brightness temperature relative to adjacent pixels. In addition to the spatial location, MODIS active fire products also provide other information regarding hotspots detected, such as fire radiative power (FRP), which is defined as the rate that energy is emitted as electromagnetic radiation during the combustion process and is related to the intensity of fires and biomass burning (Wooster et al., 2005).

Regarding BA, the MODIS globally gridded 0.5 km BA product (MCD45A1) (Roy et al., 2005) contains monthly burning and quality information on a per-pixel basis. MCD45A1 algorithm analyses the daily surface reflectance dynamics from both MODIS sensors for detecting the approximate date of burning and mapping the spatial extent of recent fires, enabling us to recognize spatial patterns of BA (MODIS Fire Products ATBD, 2006).

2.3 TRMM precipitation data

The TRMM satellite results from a joint program between the American and Japanese space agencies and aims to provide precipitation data in the tropical and subtropical areas of the globe (Kummerow et al., 2000). The TRMM satellite is operational since 1997 and equipped with three different sensors: (i) Precipitation Radar (PR), built to provide a 3-D view of rainfall distribution over the tropics and subtropics; (ii) Microwave Imager (TMI), which aims to analyse the content of the integrated precipitation column, cloud liquid water and ice, and rain intensity and type; and (iii) Visible and Infrared Scanner (VIRS), a sensor designed for observing cloud type, coverage and top temperature (Kummerow et al., 1998). For analysing the precipitation regime in the Cerrado biome between 2002 and 2015, TRMM monthly precipitation product (3B43), provided with spatial resolution of 0.25° (approximately 30 km) in millimetres per month (mm month^{-1}), was used. TRMM satellite monthly estimates have been validated for Brazil by Pereira et al. (2013), who compared TRMM data with monthly precipitation estimated by 183 meteorological stations during the 1998–2010 period and found a strong correlation between TRMM data and the meteorological stations in Brazil; however, TRMM tends to overestimate monthly precipitation in 15 %.

2.4 MOD13A3 product and Vegetation Condition Index (VCI)

The use of vegetation indices is an important approach for monitoring both vegetation and LULC classes. Considering the goals of MODIS sensors, global vegetation indices de-

rived from MODIS provide consistent spatial and temporal comparisons of vegetation conditions (Justice et al., 2002). The global MODIS 1 km Normalized Difference Vegetation Index (NDVI-MOD13A3 product, based on Terra MODIS data) is provided monthly and considers all data from the 16-day 1 km products that overlap the month employing a weighted temporal average when data are cloud free or a maximum value in case of clouds (MODIS Algorithm Theoretical Basis Document ATBD, 1999; Didan, 2015). In this study, MOD13A3 product was used to estimate the VCI in the Cerrado biome during the period between 2002 and 2015.

Satellite-based drought indices, such as the NDVI-based VCI (Kogan, 1995), are important sources of information for detecting the occurrence, the duration, the intensity and the impacts of drought (Quiring and Ganesh, 2010; Jiao et al., 2016). Initially proposed to evaluate the global weather impact over vegetation and later proven useful for evaluating wildfire danger, VCI is a relative measurement of the NDVI value at the observation date with respect to extreme conditions of NDVI over a reference period (Chret and Denux, 2007), as shown in Eq. (1):

$$VCI = \frac{NDVI - NDVI_{\min}}{NDVI_{\max} - NDVI_{\min}} \times 100, \quad (1)$$

where NDVI, $NDVI_{\min}$ and $NDVI_{\max}$ correspond to the NDVI, NDVI minimum and NDVI maximum values, respectively. According to Chret and Denux (2007), one of the most influential variables for assessing fire danger is the vegetation condition, which can be estimated using remote sensing and represented by VCI. Thenkabail et al. (2004), who analysed different vegetation indices for monitoring drought and vegetation conditions in southwest Asia, also proved VCI to be a sensitive indicator for monitoring vegetation conditions, presenting better results than other indices, such as the Temperature Condition Index (TCI). The great advantages of using VCI are that it can be easily estimated, it does not require station observation data and it can provide near-real-time estimates over the globe at a relatively high spatial resolution (Quiring and Papakryiakou, 2003).

2.5 MODIS Land Cover Type product (MCD12Q1)

The MCD12Q1 product provides global LULC maps annually with spatial resolution of 500 m using 8-day composite data from both MODIS sensors (Friedl et al., 2010). LULC classes are determined from a supervised classification algorithm based on high-quality land-cover training sites, also including as specific inputs normalized BRDF-adjusted reflectance and land surface temperature derived from MODIS data, and are provided in five distinct land-cover classification systems (MODIS Land Cover Product User Guide, 2013). In this work, we have used MCD12Q1 data based on the International Geosphere–Biosphere Programme (IGBP) classification system, which divides global LULC into 17 distinct LULC classes and is described in

Friedl et al. (2002). The validation study of the MCD12Q1 product performed by Friedl et al. (2010) showed an overall accuracy of 75 %, despite the range in class-specific accuracies.

2.6 Data processing

Initially, all hotspots detected by the collection 6 MODIS active fire products in the Brazilian territory between 2002 and 2015 were grouped according to the spatial delimitation of the Brazilian biomes proposed by IBGE (2010), aiming to analyse the contribution of the hotspots occurred in the Cerrado nationally. Sequentially, the time series of monthly total hotspots in the entire Cerrado biome was generated considering the date of the occurrence of the hotspots available in the MODIS active fire products. Total hotspots for each year analysed and monthly average of hotspots were calculated. Aiming to analyse the major land uses related to the occurrence of fires in the biome, hotspots detected by the MODIS active fire products were crossed with the annual LULC maps derived from collection 5.1 MCD12Q1 product according to the spatial location of the hotspots. Firstly, all annual MCD12Q1 LULC maps following the IGBP classification system were clipped to the delimitation of the Cerrado proposed by IBGE (2010) and reclassified to seven LULC classes: savannas, woody savannas, grasslands, croplands, cropland/natural vegetation mosaic, evergreen broadleaf forest (LULC classes that compose around 98 % of the Cerrado, as will be shown below) and other land uses. It should be mentioned that the most recent annual LULC map derived from the MCD12Q1 product was produced for the year 2013; therefore, the spatial location of the hotspots detected in the Cerrado during the years 2014 and 2015 was crossed with the 2013 LULC map. The total and percentage of hotspots in the reclassified land uses of the Cerrado for the entire 2002–2015 period were then calculated, as well as the area of each reclassified land use during the period analysed.

Regarding BA analysis, initially all the 16 tiles of the collection 5 MCD45A1 product which cover the Brazilian territory were acquired and monthly BA pixels were grouped and summed according to the spatial delimitation of the Brazilian biomes, also aiming to evaluate the contribution of BA occurred in the Cerrado nationally, as proposed for the hotspots. Then, only pixels flagged as one, which are highly reliable observations and therefore the most likely to be BA, were considered, as previously proposed by Moreira de Araújo et al. (2012) and Moreira de Araújo and Ferreira (2015) for studying BA in the Brazilian biomes and in the Cerrado, respectively. For the analysis of the BA occurring only in the Cerrado biome, the five tiles covering the delimitation of the Cerrado biome were considered and processed as described above. Finally, the time series of monthly total BA in the entire Cerrado biome was generated for the 2002–2015 period, as well as annual estimates of BA for each year analysed and monthly average BA.

For TRMM data processing, version 7 3B43 product monthly images were obtained for the entire tropical and subtropical area of the globe and clipped to the study area according to the delimitation of the Cerrado proposed by IBGE (2010). Then, monthly and annual average precipitation for the entire Cerrado biome during the period between 2002 and 2015 was estimated.

VCI was estimated using the global 1 km monthly NDVI MODIS product. Initially, all the steps described for MCD45A1 in the Cerrado were performed for the collection 6 MOD13A3 product. Sequentially, maximum and minimum NDVI for each pixel of the study area were estimated based on MODIS NDVI time series from 2002 to 2015, which is necessary to define the maximum and minimum NDVI masks used to estimate VCI. Finally, monthly and annual VCI for the entire Cerrado biome were estimated using Eq. (1); for annual VCI, the term NDVI in Eq. (1) corresponded to the annual average NDVI of each pixel located in the study area.

Boxplot analysis for the Cerrado time series of monthly total hotspots, monthly total BA, monthly average precipitation and monthly average VCI was performed in order to analyse the variation of these variables during the months and years studied and to identify outliers. Moreover, Breaks For Additive Seasonal and Trend (BFAST), an additive method that decomposes a time series into seasonal, trend and noise components (Verbesselt et al., 2010), was applied to the Cerrado time series of monthly total hotspots, monthly total BA, monthly average precipitation and monthly average VCI aiming to find trends in the four time series analysed. According to Verbesselt et al. (2010), BFAST assumes that the trend component (T_t) is piecewise linear with break points, here, as well as the maximum number of interactions, considered as 1. The significance of the trend component found using BFAST for the four variables analysed was tested using the Student t test with significance level of 5 %.

Regarding the spatial analysis, all maps described here and presented in the results considered the same grid size ($0.25^\circ \times 0.25^\circ$, spatial resolution of TRMM data), so all results are comparable. The spatial distribution of the hotspots within the Cerrado was analysed by summing all the hotspots occurring in the Cerrado during the 2002–2015 period in each cell of the grid size described above. Additionally, the spatial pattern of FRP estimated by the MODIS active fires in the Cerrado was analysed by calculating the mean FRP of all hotspots detected in each grid cell of the biome considering the entire 2002–2015 period.

The spatial analysis also estimated the month with highest incidence of hotspots and BA, minimum amount of precipitation and minimum VCI in the Cerrado considering the 168 months analysed. Minimum or maximum monthly incidence was established according to the average of the sum of monthly hotspots, sum of monthly BA, monthly average precipitation and monthly average VCI for each of the 12 months in each grid cell of the Cerrado. Furthermore, the spa-

tial monthly lag between the minimum of precipitation and maximum of hotspots, minimum of precipitation and maximum of BA, minimum of VCI and maximum of hotspots and minimum of VCI and maximum of BA was also calculated.

Spatial statistical analysis consisted on calculating the Pearson's correlation coefficient (R), which shows the linear relationship between two data sets, for each grid cell of the regular grid over the Cerrado considering the month-by-month values during the 168 months inserted in the 2002–2015 period for four pairs of variables: monthly total hotspots and monthly average precipitation, monthly total BA and monthly average precipitation, monthly total hotspots and monthly average VCI and between monthly total BA and monthly average VCI. Here, monthly total hotspots were established by summing the monthly total of hotspots in each grid cell of the Cerrado, monthly total BA was calculated by summing the area of all pixels considered as BA in each grid cell of the Cerrado, monthly average precipitation corresponded to the precipitation estimated by the 3B43 product, and monthly average VCI consisted of calculating the monthly average VCI in each grid cell of the regular grid over the Cerrado. The significance of the spatial correlations described above was also tested using the Student t test with significance level of 5 %.

3 Results and discussion

Considering the entire Brazilian territory, MODIS fire products detected 5 235 881 hotspots and estimated 1 964 544 km² burned during the 2002–2015 period. Within this total, 1 904 182 hotspots (approximately 36 %) were detected and 1 358 775 km² (approximately 69 %) was burned in the area corresponding to the Cerrado, making the biome the first and second biome for the occurrence of BA and hotspots, respectively, during the period analysed. Despite having approximately half of the area of the Amazon biome, the Cerrado presented only 10 % less hotspots than the Amazon during the period between 2002 and 2015. However, considering the yearly density of hotspots in the Brazilian biomes, hotspot density in the Cerrado (0.067 hotspots km⁻² yr⁻¹) is approximately 60 % higher than in the Amazon (0.041 hotspots km⁻² yr⁻¹). Regarding BA, even considering the difference in the area of the biomes, the Cerrado concentrated 69 % of the Brazilian BA between 2002 and 2015, while the Amazon was responsible for 220 182 km² of the BA during 2002–2015, approximately 11 % of the total. These results agree with those found by Moreira de Araújo et al. (2012), who used MOD14, MYD14 and MCD45A1 data to analyse the spatial patterns of hotspots and BA in the Brazilian territory during the 2002–2010 period and found the highest concentration of hotspots in the Amazon biome, while the Cerrado was responsible for 73 % of the Brazilian BA. It should be considered that the performance assessment of the MCD45A1

product in dense vegetation areas, such as the Amazon, is not good because omission errors are frequent, as shown by Roy et al. (2008), Cardozo et al. (2012) and Libonati et al. (2015b). Regarding the Cerrado, MCD45A1 usually presents omission errors related to the detection of small BA patches, mostly due to the coarse spatial resolution of the product, as shown by Libonati et al. (2015a), who also validated MCD64A1 and AQM BA data sets. In contrast, considering only September, when fires are more frequent in the Cerrado and, therefore, BA patches tend to be larger, a MCD45A1 validation study conducted by Moreira de Araújo and Ferreira (2015) showed good assessment when compared to BA maps derived from Landsat images.

Considering only the Cerrado, the interannual and intra-annual variability in the occurrence of fires, precipitation and VCI along the considered period is shown in Fig. 2. Hotspots and BA are concentrated during the dry season (May to September for most of the Cerrado); however, they still have high averages in October, the beginning of the rainy season for most of the Cerrado, as will be shown below. There is also a possibly inverse relationship between fire occurrence and precipitation or vegetation condition, as long as months with higher monthly values of hotspots or BA had lower values of precipitation or VCI. Monthly total hotspots ranged from 461 to 98 238 and monthly total BA ranged from 1.75 to 105 338 km², while monthly average precipitation and VCI ranged, respectively, from 1.5 to 370 mm and from 15.9 to 78.3 %. Analysing biomass burning, LULCC and the hydrological cycle in the northern sub-Saharan Africa, a savanna region suffering an intense LULCC process, Ichoku et al. (2016) also found that the seasonal peak of fires is anticorrelated with annual water-cycle indicators, such as precipitation and vegetation greenness, except in humid West Africa, where this situation occurs only during the dry season and burning virtually stops when monthly average precipitation reaches 120 mm.

Annual total hotspots in the biome ranged from 53 798 (2009) to 248 911 (2007) and annual total BA ranged from 19 023 km² (2009) to 249 982 km² (2010), while annual precipitation ranged from 1209 mm (2007) to 1706 mm (2009) and annual average VCI ranged from 54 % (2007) to 62 % (2009), both considered normal or good according to Coleve (2011), who defined VCI values between 0 and 20 % as extremely dry, between 20 and 40 % as dry, between 40 and 60 % as normal, between 60 and 80 % as good and between 80 and 100 % as excellent. It is possible to note that the occurrence of hotspots and BA was lower in years of higher precipitation and VCI. The year 2009 presented the highest precipitation and VCI and the lowest total annual hotspots and BA, while 2007 presented highest occurrence of hotspots and BA, while 2010 presented highest total annual BA and lowest precipitation and VCI. Highest total annual BA was found in 2010, approximately 15 000 km² higher than the annual total BA in 2007.

Highest monthly total hotspots in the entire Cerrado were found in September for all years analysed except for 2008,

Figure 2. Interannual boxplots for (a) monthly total hotspots, (b) monthly total burned area, (c) monthly average precipitation and (d) monthly average VCI; intra-annual boxplots and trends (blue lines) for (e) monthly total hotspots, (f) monthly total burned area, (g) monthly average precipitation and (h) monthly average VCI in the Cerrado biome during the 2002–2015 period. On each boxplot, the central mark represents the median, the edges of the boxplot are the 25th and 75th percentiles and the upper (lower) whisker delimits the most extreme value contained in the limit defined by the sum (difference) between the 75th (25th) percentile and the difference between the 75th and 25th (25th and 75th) percentiles multiplied by 1.5. Outliers (black circles) represent values outside the limits defined by the whiskers.

Table 1. Estimate of the month presenting highest monthly total hotspots, lowest monthly total hotspots, highest monthly total burned area and lowest monthly total hotspots and range of the values found in the Cerrado biome for the 2002–2015 time series.

Year	Highest monthly total hotspots	Lowest monthly total hotspots	Highest monthly total burned area	Lowest monthly total hotspots
2002	September	February	August	December
2003	September	March	August	December
2004	September	February	September	January
2005	September	March	September	December
2006	September	February	August	December
2007	September	February	September	December
2008	August	March	September	January
2009	September	April	August	December
2010	September	January	September	December
2011	September	March	September	March
2012	September	January	September	December
2013	September	January	September	December
2014	September	February	August	December
2015	September	February	September	March
Range	15 537–98 238	461–1182	7449–150 338 (km ²)	2–23 (km ²)

when monthly total hotspots in October were 6 % higher than in September and ranged significantly, from 15 537 (September 2009) to 98 238 (September 2007). In contrast, lowest monthly total hotspots were found in the middle or end of the rainy season, ranging from 461 (February 2002) to 1182 (January 2010). Regarding BA, the highest monthly total BA was found in August or September and ranged from 7449 km² (August 2009) to 105 338 km² (September 2010). The lowest monthly total BA was concentrated in the middle of the rainy season, ranging from 2 km² (December 2010) to 23 km² (March 2015). These results are summarized in Table 1.

Accordingly, monthly average hotspots ranged from 1022 (February) to 47 670 (September) and monthly average BA ranged from 14 km² (December) to 38 913 km² (September), while monthly average precipitation ranged from 10 mm (August) to 257 mm (January) and monthly average VCI from 24 % (September) to 75 % (March). The increase in the occurrence of fires initiates in May, agreeing with the beginning of the dry season, grows steadily and reaches the maximum in September, which is the end of the dry season for most of the Cerrado biome. In October, the beginning of the rainy season for most of the Cerrado, when precipitation (105 mm) is almost four times higher than the average precipitation during the dry season (27 mm) and average VCI increases in 10 % from September to October, monthly average hotspots and BA start decreasing but still have high averages (24 489 hotspots and 10 403 km², respectively). Spontaneous combustion, the possibility of fires ignited criminally, the natural occurrence of fires related to lightning and land management practices are the causes of fires at the beginning of the rainy season. For example, Ramos-Neto and Pivello (2000) found that 91 % of the fire events registered

at the Emas National Park, located in the Cerrado, between June 1995 and May 1999 were caused by lightning during the wet season or in the seasonally transitional months. Furthermore, due to the influence of distinct meteorological phenomena, such as the Intertropical Convergence Zone (ITCZ) and upper-level cyclonic vortex disturbances in the north of the biome (north of 6° S), the dry season can be displaced ahead in the year (Kayano and Andreoli, 2009). The central-southern areas of the Cerrado are mainly controlled by anticyclones and cold fronts, with the dry season characterized by the incursion and settlement of dry air masses over the region, while the rainy season is characterized by local heat convection and the action of the South Atlantic Convergence Zone (Kayano and Andreoli, 2009). Thus, we have a substantial variation of the dry season peak in the Cerrado, which will be empathized in the spatial analysis presented below, highlighting the need for spatialized information in addition to summed and averaged time series in the Cerrado. Throughout the rainy season, precipitation and VCI elevate and the average of hotspots and BA decreases: the average of hotspots (5414) and BA (1683 km²) in the rainy season is, respectively, 3.62 and 10.14 times lower than the average of hotspots and burned in the dry season (19 627 hotspots and 17 072 km², respectively).

Furthermore, monthly total hotspots and BA in September 2007 and September 2010 (98 238 and 97 573 hotspots and 96 152 and 105 338 km², respectively) represent two remarkable episodes, as long as the total number of hotspots in these single months is higher than the total hotspots detected by MODIS active fire products in the years 2006, 2008, 2009, 2011 and 2013 and BA detected was higher than the BA in the years 2003, 2004, 2005, 2006, 2008, 2009, 2011, 2013, 2014 and 2015. In these months, the physical conditions for

the occurrence of fires were extremely favourable: since the beginning of the dry season in 2007 and 2010 monthly average precipitation was lower than the monthly average precipitation for the Cerrado between 2002 and 2015. Average precipitation in the dry season of 2007 and 2010 was, respectively, 55 and 68 % of the average precipitation in the Cerrado for the 2002–2015 period (26.7 mm). The drought during the dry season contributed to make the vegetation vulnerable to fires, when most of the areas of the Cerrado in September 2007 and September 2010 presented low values of VCI (lower than 5 %), especially in the southwestern region of the biome. Monthly average VCI in the Cerrado for September 2007 and September 2010 was, respectively, 25 and 33 % lower than the monthly average VCI for September (24 %).

Still analysing Fig. 2, we can see the wide variation of the variables within the months; higher displacements in monthly total hotspots and BA were found during the dry season, especially in August and September, when outliers were identified, such as September of 2007 and 2010. Regarding precipitation, high variability was found during the entire rainy season, especially December and January, and outliers were found in February, May, June and August. VCI interannual boxplot presented the highest variation in October and November, and outliers were found in February, August, September and October. Libonati et al. (2015a) also found seasonal variations in median, lower and upper quartiles and extremes values when analysing monthly values of BA and precipitation for the entire Cerrado area. Regarding trends in Fig. 2 (blue lines in each intra-annual boxplot), a slight decrease in monthly total hotspots and in monthly total BA was found for the 2002–2015 period (decrease of 8.27 % hotspots and 2.67 % km² in relation to the monthly average of total hotspots and BA considering the entire 168 months analysed, respectively), agreeing with results found by Archibald et al. (2010) for southern Africa, a region also dominated by savanna formations. The negative trend in fire occurrence was previously reported by Archibald (2016) for Africa, explained by the fragmentation of the landscape caused by LULCC, and by Andela et al. (2017), who found a global decline in BA caused by human activity, including the Cerrado, which, according to the authors, may be related to the increase in livestock, responsible for suppressing fire activity by reducing fuel loads, or related to changes in fire management practices. Still, the difficulty of MCD45A1 in detecting small-sized BA due to the coarse spatial resolution of the product may account for the negative trend found, since smaller BA patches seem to be a result of the fragmented landscape related to the advance of the agricultural activities over the natural remnants of the Cerrado. The monthly average precipitation trend was also negative in the period (decrease of 2.93 % in relation to the monthly average precipitation considering the entire 168 months analysed), which also denotes the importance of human activities

in the fire regime of the Cerrado, where fire and precipitation trends are usually opposed. This negative trend in monthly precipitation was also found by Marcuzzo et al. (2012), who identified a decrease in precipitation in the mid-western Cerrado for all months except March. According to Coelho et al. (2016), the 2002–2015 period is part of a greater period of reduction of precipitation in central and southeast Brazil and has been referenced as a drying period in large-scale studies. Opposed to the other variables, monthly average VCI tends to slightly increase in the Cerrado (increase of 1.21 % in relation to the monthly average VCI considering the entire 168 months analysed), despite the negative trend in precipitation. When analysing vegetation variability and trends in northeastern Brazil using BFAST, Schucknecht et al. (2013) found similar results: positive trends in NDVI, which is the base of VCI, and negative trends in precipitation, concluding that the direction of vegetation trends frequently do not match with precipitation trends, also suggesting that analysing only precipitation is not enough for explaining vegetation trends.

Regarding LULC, MCD12Q1 product shows that the Cerrado is mostly composed of savannas, as shown in Table 2. On average, 68.32 % of the Cerrado was composed by savannas during the 2002–2013 period (1 391 371 km²), followed by cropland/natural vegetation mosaic (166 990 km², 8.2 %), woody savannas (138 313 km², 6.79 %), croplands (116 856 km², 5.74 %), grasslands (94 799 km², 4.66 %), evergreen broadleaf forest (85 668 km², 4.21 %) and other land uses (42 451 km², 2.08 %). The spatial distribution of the most frequent land use estimated by the MCD12Q1 product during the 2002–2013 period is shown in Fig. 1. Comparing the oldest (2002) and the newest (2013) annual MCD12Q1 LULC maps, we can see that despite the increasing anthropic pressure in the Cerrado savanna areas increased in 3.77 %, followed by croplands (1.65 %), while grasslands and woody savannas areas decreased in 3.22 and 1.02 %, respectively. These results may be caused by the accuracy of the MCD12Q1 product, which, despite the overall accuracy of 75 %, presents confusion between specific classes: savanna areas are usually confused with woody savannas, grasslands, cropland/natural vegetation mosaic and closed shrublands areas (Friedl et al., 2010). Moreover, comparing the MCD12Q1 results with two Landsat-based LULC mappings for the Cerrado financed by the Brazilian government for the years 2002 (MMA, 2002) and 2013 (INPE, 2015), we have distinct results: while MCD12Q1 shows that 63.58 and 67.35 % of the Cerrado in 2002 and 2013, respectively, is composed of savannas, Landsat-based mappings found that natural remnants in the Cerrado (which includes forest and savanna formations) declined from 60.5 to 54.6 % between 2002 and 2013; therefore, over a period of 11 years natural remnants were reduced in 120 150 km². Comparing the LULC maps for the Cerrado provided by MMA (2002) and INPE (2015), agricultural areas increased 1.2 % (24 434 km²) and pasture areas increased in 3 %

Table 2. Area range (km²) and average area (km², %) of the LULC classes in the Cerrado biome estimated by the MCD12Q1 product during the 2002–2013 period, and total and percentage of hotspots detected by the MODIS active fires products in the LULC classes of the Cerrado during the 2002–2015 period.

Land use	Area range (km ²)	Average area (km ²)	Average area (%)	Total of hotspots	Percentage of hotspots (%)
Savannas	1 294 774–1 479 887	1 391 371	68.32	1 369 913	71.94
Woody savannas	106 303–169 636	138 313	6.79	185 099	9.72
Grasslands	68 017–145 810	94 799	4.66	91 535	4.81
Croplands	102 026–146 421	116 856	5.74	61 223	3.21
Cropland/natural vegetation mosaic	129 111–207 514	166 990	8.20	89 978	4.73
Evergreen broadleaf forest	79 014–95 509	85 668	4.21	72 510	3.81
Other land uses	38 082–49 893	42 451	2.08	33 924	1.79

(61 093 km²) during the 2002–2013 period. According to Pivello (2011), the LULCC process in the Cerrado usually begins with the use of fire in the natural remnants for removing the vegetation, and then the cleared area is shifted to planted pasture, subsistence agriculture or industrial farming. While in subsistence agriculture areas fire is traditionally used for pest control, crop rotation and pasture management, in industrial farming areas, besides the removal of the natural vegetation, fire is a tool for burning crop residues, and in extensive beef-cattle production areas annual or biannual fires are used for stimulating regrowth of grass in the dry season when forage stocks are low. According to Pivello (2011), in Cerrado conservation areas fires are usually prohibited and no fire management techniques are applied, such as prescribed burnings, which results in enhanced fuel loads and, when natural, accidental or criminal fires happen, more intense fires and larger BA.

Approximately 72 % of the hotspots detected by the MODIS active fire products (1 369 913) occurred in savannas areas during the 2002–2015 period (Table 2). Followed by savannas, around 9.7 % of the hotspots occurred in woody savannas (185 099), 4.8 % in grasslands areas (91 535), 4.7 % in cropland/natural vegetation mosaic areas (89 978), 3.8 % in evergreen broadleaf areas (72 510), 3.2 % in croplands (61 223) and 1.8 % in areas of other land uses (33 924). Nascimento et al. (2011), when analysing the occurrence of hotspots in the LULC of the Cerrado for the period between May 2008 and May 2009, found 75.6, 13.2, 11 and 0.2 % hotspots in the natural remnants, pasture areas, agriculture areas and other land uses, respectively. The difference between results found and those found by Nascimento et al. (2011) may be caused by the distinct LULC maps used: while we used annual LULC maps from MCD12Q1 product, Nascimento et al. (2011) used the LULC map provided by MMA (2002). Ichoku et al. (2016), who also used MODIS active fires and MCD12Q1 data, found more than 75 % of the satellite fire detections in the northern sub-Saharan region occurring in savanna and woody savannas areas during the 2001–

2014 period, which is also suffering under the LULCC process from natural areas to croplands.

Regarding the spatial distribution of fires in the biome, Fig. 3a shows the total of hotspots detected by MODIS active fire products in the Cerrado during the 2002–2015 period considering a regular grid of 0.25°. The LULCC process in the Cerrado began in the 1970s in the southern region of the biome and advanced over the years to the northern region (Fearnside, 2000). Therefore, in the south of the biome land use is well established since human occupation in these areas is older, and LULCC from natural remnants to other land uses is not frequent because there are few natural remnants of the Cerrado, causing lower concentration of hotspots. According to INPE (2015), in 2013 the states of São Paulo (SP), Paraná (PR) and Mato Grosso do Sul (MS), located in the south of the biome and indicated in Fig. 3a, presented only 17, 37 and 31 % of natural cover in the areas of Cerrado, respectively. We can see a considerable number of hotspots in northern São Paulo state. In this region, fires are related to sugarcane pre-harvest burning: Brazil is the world leader in cropping sugarcane and most of the Brazilian sugarcane cultivation areas are located in the Cerrado areas of São Paulo state, responsible for approximately 50 % of the national production (Rudorff et al., 2010).

Over the years, the agricultural frontier advanced from central and northern Mato Grosso state (MT in Fig. 3a) to the central-northern and northeastern biome. Grecchi et al. (2014) analysed, between 1985 and 2005, the decrease of natural remnants in the Cerrado areas of the Mato Grosso state, traditional in the cultivation of soybeans, and concluded that approximately 42 % of the natural remnants of the Cerrado in the state were shifted to agricultural areas during the 20 years analysed. Furthermore, the north is the current agricultural expansion area in the Cerrado, especially in the eastern region of Maranhão, Piauí and Tocantins, western Bahia (MA, PI, TO and BA in Fig. 3a, respectively) and in the region known as MATOPIBA (boundary of Maranhão, Tocantins, Piauí and Bahia states). The Maranhão state presented the highest concentration of hotspots,

Figure 3. (a) Total of hotspots and (b) mean FRP detected by the MODIS active fire products in the Cerrado biome between 2002 and 2015.

concentrating 4428 hotspots in only one grid cell (approximately $316 \text{ hotspots yr}^{-1}$). According to Spera et al. (2016), the MATOPIBA region can be considered an agricultural frontier since the early 2000s and, as opposed to other areas of the Cerrado, does not have a previous land use related to cattle ranching; therefore, agriculture is advancing over the natural remnants with the use of fire for converting the land use rather than advancing over previously cleared pasture areas. Moreover, according to INPE (2015), Bahia, Tocantins, Maranhão and Piauí states still had in 2013, respectively, 67, 72, 72 and 83 % of natural cover in the areas of Cerrado, making them potential areas for agricultural expansion. Analysing the spatial pattern of BA in the Cerrado using AQM BA product, Libonati et al. (2015b, 2016) also found highest concentration in the north of the biome. From the spatial distribution of FRP present in Fig. 3b, we can see that more intense fires are not necessarily located where hotspots

are more concentrated. In fact, the intensity of fires is more dependent on climate and fuels conditions than the absolute number of fire detections (Govender et al., 2006; Rissi et al., 2017), and, therefore, fires occurring at the end of the dry season are potentially more intense (Archibald, 2016). Areas where average FRP was higher (Bahia and Piauí states), presenting an average FRP of up to 300 MW, are predominantly constituted of pasture areas or natural remnants composed of grasslands or savannas, and fires from fuels mostly composed of grassy formations tend to be more intense. For example, while a fire in North American native forest species with a biomass burning rate of 10 kg s^{-1} would have a corresponding FRP of 22 MW (Freeborn et al., 2008), a fire in African savanna formations with the same biomass burning rate would have a corresponding FRP of 27 MW (Wooster et al., 2005).

From spatial patterns of the month with highest incidence of hotspots and BA, and minimum precipitation and VCI in the Cerrado (Fig. 4), we see that analysing only averaged and/or summed values for the entire biome can hide some patterns. Despite having the highest average of hotspots in September (59.8 %), as discussed above, 19.4 % of the grid cells concentrated the highest incident of hotspots in August, 12.4 % in October, 1.5 % in June, 2.2 % in July, 2.1 % in November and 2.6 % in other months. Central Cerrado showed the highest incidence in September, while cells with the highest incidence in October were concentrated in the central-eastern of the biome. August peaks were found in the south of the Cerrado, agreeing with the peak of sugarcane harvest, and in the north of the biome. There are areas with different patterns, such as in the Mato Grosso state (MT in Fig. 3a), which are areas where fire occurrence is low and are not correlated with precipitation or VCI, as will be shown below. For BA, 52.4 % of the grid cells concentrated the highest incidence of BA in September, followed by 25.5 % in August, 11.8 % in October, 4.3 % in July, 2 % in June, 1.4 % in November and 2.6 % in other months. There is an increase in peaks occurring in August and a decrease in September when compared to hotspots, especially observed in the central-western area of the Cerrado. In Fig. 2, there is a notable value of average monthly total BA in August, close to the monthly average in September.

In Fig. 2, we see that monthly average precipitation is lower in August; however, Fig. 4c shows that minimum precipitation occurred during August for only 7 % of the Cerrado. July and June concentrated, respectively, 51.1 and 40 % of the minimum precipitation in the Cerrado. There is a clear concentration of minimum precipitation during June in the central-eastern biome, while minimum precipitation in July is distributed over the southern, central-western and northern biome. October and September accounted for, respectively, 1.6 and 0.3 % of the minimum precipitation in the Cerrado. Regarding VCI, most of the Cerrado (87 %) concentrated minimum VCI in September, followed by 6.7 % in August, 4 % in October and 2.3 % in other months. While min-

Figure 4. Estimate of the month when (a) maximum of hotspots, (b) maximum of burned area, (c) minimum of precipitation and (d) minimum of VCI were found in the Cerrado for the 2002–2015 time series.

imum VCI in September is spatially distributed over almost all the Cerrado, areas presenting minimum VCI in October or other months concentrated in the extreme north of the biome, where the seasonal regime is distinct from the remaining Cerrado due to the ITCZ influence, and areas where minimum VCI occurred in August or other months were found in the west, a transitional area from the Cerrado to the Amazon biome. Here, it should be mentioned that not only droughts are responsible for lowering VCI values; among other reasons we can highlight senescence and fire occurrence. Therefore, minimum VCI values in September may also result from fires occurred in August or even the synergy of both drought and fires.

The lag in months between the minimum of precipitation and maximum of hotspots, minimum of precipitation and maximum of BA, minimum of VCI and maximum of hotspots and minimum of VCI and maximum of BA is shown

in Fig. 5. Hotspots and BA peak usually occur 2 or 3 months after the minimum of precipitation for most of the Cerrado. Two-month lags between hotspots and BA and precipitation were more common (34.2 and 30.1 % of the Cerrado, respectively) and presented values very close to 3-month lags (32 and 30 %, respectively). Three-month lags were especially concentrated in central-eastern Cerrado, where most of the minimum precipitation occurs in June. One-month lag areas (17.4 and 22.4 %, respectively) occurred in the sugarcane areas of São Paulo state and in the areas where hotspots were more concentrated during the 2002–2015 period (Fig. 3a), possibly related to the use of fire at the end of the dry season for enhancing the removal of the natural vegetation in cleared areas or stimulating regrowth of pasture for cattle feeding. No lags between hotspots and precipitation and between BA and precipitation were found, respectively, in 3.7 and 5 % of the Cerrado, such as in the Mato Grosso do Sul

Figure 5. Lag in months between (a) minimum of precipitation and maximum of hotspots, (b) minimum of precipitation and maximum of burned area, (c) minimum of VCI and maximum of hotspots and (d) minimum of VCI and maximum of burned area in the Cerrado for the 2002–2015 time series.

state (MS in Fig. 3a), while areas with minimum of precipitation at the beginning of the dry season and maximum of hotspots and BA at the end of the dry season (4-month lag) accounted for 8.5 and 5.9 %, especially those located in the extreme north of the biome. Other lags occurred in areas with a low occurrence of fires and areas that are not correlated with precipitation or VCI, 4.2 and 6.6 % of the Cerrado, respectively. While maximums of hotspots and BA usually occur 2 or 3 months after the minimum of precipitation in the Cerrado, maximums of hotspots and BA are concentrated in the same month when VCI is minimum for most of the Cerrado (59.7 and 51.4 % of the area of the biome, respectively). One-month lags were also considerable (18 and 24.2 %, respectively), mostly occurring in the south and north of the biome, as well as areas where the maximum of hotspots and BA was found before the minimum VCI (16.3 and 14.9 %, re-

spectively). Thus, more than 75 % of the Cerrado presented lag of up to 1 month between minimum VCI and maximum of hotspots or BA, showing that VCI is a good indicator of the vegetation condition and its susceptibility to ignition. Areas where maximum hotspots and BA occurred before minimum VCI may also result from land management techniques, where anthropic action is the main driver for the occurrence of fires, and areas where fires are not usual, such as in the south of the Mato Grosso do Sul state (MS in Fig. 3a).

Accordingly, spatial correlations between monthly total hotspots and monthly average precipitation, between monthly total BA and monthly average precipitation, between monthly total hotspots and monthly average VCI and between monthly total BA and monthly average VCI are shown in Fig. 6. Results found in Fig. 6 show that hotspots and BA are better correlated with VCI than precipitation in

Figure 6. Spatial correlation between (a) monthly total hotspots and monthly average precipitation, (b) monthly total burned area and monthly average precipitation, (c) monthly total hotspots and monthly average VCI and (d) monthly total burned area and monthly average VCI in the Cerrado biome during the 2002–2015 period. Only statistically significant pixels are shown in the figure.

the Cerrado. The relatively lower correlation obtained for both hotspots and BA with precipitation values (Fig. 6a and b) when compared to VCI values (Fig. 6c and d) can be explained by the results shown in Fig. 5, which presented the higher monthly lag between hotspots and BA with precipitation than the monthly lag between hotspots and BA with VCI. Correlations between monthly total hotspots and monthly average precipitation, between monthly total BA and monthly average precipitation, between monthly total hotspots and monthly average VCI and between monthly total BA and monthly average VCI were, respectively, significant in 83, 75, 94 and 94 % of the Cerrado. Spatially, higher correlations for all the four pairs of variables analysed were found in the areas that concentrated most of the hotspots (Fig. 3a), located in the central-north and northeast of the biome. It is also worth mentioning the good correlations for the four pairs of variables analysed in the south of the biome, in the areas related to sugarcane pre-harvest burning. According to Aguiar

et al. (2011), more than 100 000 km² of sugarcane cultivation areas used pre-harvest burning between 2006 and 2011 in São Paulo state, being that pre-harvest burning was higher in years of lower precipitation, such as 2010. Considering the monthly values analysed, hotspots and VCI (Fig. 6c) were the better correlated variables, reaching values lower than -0.7 in many grid cells, especially in the north of the biome, and BA was also better correlated with VCI than precipitation. Moreover, the results recently found by Nogueira et al. (2017) should be mentioned, which computed several FDIs in the Brazilian biomes and suggest that the relationship between climate-related drivers and fires, expressed by FDIs and BA correlation, is biome-specific to explain the seasonal variation of BA in the Brazilian biomes, since FDIs computed from empirical water balances considering a lower soil capacity are more correlated with the seasonal pattern of fire occurrence in the Cerrado. Still considering the results in Fig. 6, we can state that precipitation can be used as a pre-

Figure 7. Spatial correlation between (a) monthly total hotspots and 1-month lag monthly average precipitation, (b) monthly total hotspots and 2-month lag monthly average precipitation, (c) monthly total hotspots and 3-month lag monthly average precipitation, (d) monthly total hotspots and 4-month lag monthly average precipitation, (e) monthly total burned area and 1-month lag monthly average precipitation, (f) monthly total burned area and 2-month lag monthly average precipitation, (g) monthly total burned area and 3-month lag monthly average precipitation and (h) monthly total burned area and 4-month lag monthly average precipitation in the Cerrado biome. Only statistically significant pixels are shown in the figure.

vious indicator for the occurrence of fires, while VCI can be used as an instantaneous indicator of fire risk in the Cerrado, depending on the location within the biome for both cases. Moreover, if we correlate monthly total hotspots or BA with monthly average precipitation from 1, 2, 3 or 4 months before, there are relative persistent correlation values close to -0.4 up to 3-month lag, especially in the north, extreme north and south of the biome, as seen in Fig. 7, showing that the relationship between precipitation and fires needs to consider precipitation from previous months.

Furthermore, van der Werf et al. (2008) analysed the climatic control on the variability of fire in the tropical and subtropical areas of the globe and showed the importance of other factors in controlling the occurrence of fires in the savannas: besides climate, land use and grazing also influence the amount of fuel available for burning; therefore, the relationship between fires and precipitation or VCI may not be uniform. Additionally, the authors also point out that in the savannas the seasonal ignition of anthropic fires depends on the land management: prescribed fires are set at the end of the dry season, aiming to increase the removal of unwanted plant species and favour resprouting, or at the beginning of the dry season to reduce soil depletion and the probability of uncontrolled wildfires, which may contribute to the results found in this study and by them. Accordingly, Price et al. (2012) investigated the use of prescribed fires in savanna landscapes of western Arnhem Land (Australia) and concluded that imposing prescribed fires at the beginning of the dry season can substantially reduce BA and fire severity. For the Cerrado, Rissi et al. (2017) compared fire behaviour in early, middle and late dry season and found that fire intensity is mainly influenced by the combination of dead fuel percentage and fuel load.

However, according to van der Werf et al. (2008), climate may impose limitations for the occurrence of fires in these areas, since drier periods improve the removal of vegetation during the clearing process; fires in the savannas predominantly occur over short grassland vegetation, whose development is directly related to the previous wet season. Randerston et al. (2005) positively correlated the severity of the fire season in the Cerrado with the terrestrial water storage in the early wet season, which, according to Chen et al. (2013), suggests that the increase of fuel loads in the Cerrado may expand the occurrence of fires in the upcoming dry season.

4 Conclusions

Data derived from orbital remote sensing were used to characterize the fire, precipitation and vegetation condition regimes in the Cerrado, as well as spatial patterns and correlation between the variables. This approach was successful for establishing patterns and can be used for analysing other vegetated areas of the globe affected by fires.

Time series of monthly values for the entire biome showed that fires in the biome are higher in September and October, according to the end of the dry season and beginning of the rainy season, which can vary within the biome, when the deficit in precipitation and extreme vegetation condition reached maximum indices. However, spatial analysis showed patterns that are not seen in time series analysis of monthly average and summed values. For example, monthly values indicated minimum precipitation in August; however, spatial analysis identified minimum precipitation in August for only 7 % of the Cerrado. Therefore, the variation of the variables analysed within the biome must be considered to better describe fire patterns and climate-related fire drivers in the Cerrado.

Besides the increasing anthropic pressure and changes in the LULC of the biome, hotspots and BA tend to decrease during the period analysed, probably a result of the fragmented landscape and smaller BA patches, more difficult to be detected by orbital sensors such as MODIS. Nevertheless, it should be considered that the time series analysed in the study corresponded to 14 years; therefore, longer time series should be investigated in future studies in order to verify trends found.

We found that 72 % of the hotspots detected in the Cerrado occurred in savanna areas, which is the predominant land use of biome. However, MCD12Q1 annual LULC maps showed major discrepancies when compared to Landsat-based LULC maps; therefore, future efforts should concentrate on validating the MCD12Q1 product in the Cerrado.

Spatial analysis also showed that more intense fire occurrences were not necessarily found where hotspots were more concentrated (north of the biome, the current agricultural frontier of the Cerrado), showing the link between FRP and fuel type and condition rather than the absolute number of detections.

Our results qualify VCI as an indicator of the susceptibility of vegetation to ignition, while precipitation can be used as a previous indicator for the occurrence of fires. Still, future studies should especially focus on the anthropic action as a driver for the occurrence of fires in the Cerrado, which seems to be able to change fire patterns in the tropical savannas according to the land management technique imposed.

Data availability. All the remote sensing data used in this study (MODIS and TRMM data sets) are provided by NASA.

Competing interests. The authors declare that they have no conflict of interest.

Acknowledgements. We thank the National Counsel of Technological and Scientific Development (CNPq, grant number 162898/2015-0), the Minas Gerais State Research Foundation

(FAPEMIG, grant number APQ-01698-14), and the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES, grant number 6123/2015-05) for their financial support.

Edited by: Ricardo Trigo

Reviewed by: two anonymous referees

References

- Aguilar, D. A., Rudorff, B. F. T., Silva, W. F., Adami, M., and Mello, M. P.: Remote sensing images in support of environmental protocol: monitoring the sugarcane harvest in São Paulo State, Brazil, *Remote Sens.*, 3, 2682–2703, <https://doi.org/10.3390/rs3122682>, 2011.
- Andela, N., van der Werf, G. R., Kaiser, J. W., van Leeuwen, T. T., Wooster, M. J., and Lehmann, C. E. R.: Biomass burning fuel consumption dynamics in the tropics and subtropics assessed from satellite, *Biogeosciences*, 13, 3717–3734, <https://doi.org/10.5194/bg-13-3717-2016>, 2016.
- Andela, N., Morton, D. C., Giglio, L., Chen, Y., van der Werf, G. R., Kasibhatla, P. S., DeFries, R. S., Collatz, G. J., Hantson, S., Kloster, S., Bachelet, D., Forrest, M., Lasslop, G., Li, F., Mangan, S., Melton, J. R., Yue, C., and Randerson, J. T.: A human-driven decline in global burned area, *Science*, 356, 6345, <https://doi.org/10.1126/science.1241088>, 2017.
- Andersen, A. N., Cook, G. D., Corbett, L. K., Douglas, M. M., Eager, R. W., Russel-Smith, J., Setterfield, S. A., Williams, R. J., and Wolnarski, J. C. Z.: Fire frequency and biodiversity conservation in Australian tropical savannas: Implications from the Kapalga fire experiment, *Austral Ecol.*, 30, 155–167, <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2005.01441.x>, 2005.
- Archibald, S.: Managing the human component of fire regimes: lessons from Africa, *Philos. T. R. Soc. B*, 371, 1696, <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0346>, 2016.
- Archibald, S., Nickless, A., Govender, N., Scholes, R. J., and Lehsten V.: Climate and the inter-annual variability of fire in southern Africa: a meta-analysis using long-term field data and satellite-derived burnt area data, *Global Ecol. Biogeogr.*, 19, 794–809, <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00568.x>, 2010.
- Archibald, S., Carla Staver, A., and Levin, S. A.: Evolution of human-driven fire regimes in Africa, *P. Natl. Acad. Sci. USA*, 109, 847–852, <https://doi.org/10.1073/pnas.1118648109>, 2012.
- Bajocco, S., Dragoz, E., Gitas, I., Smiraglia, D., Salvati, L., and Ricotta, C.: Mapping forest fuels through vegetation phenology: the role of coarse-resolution satellite time-series, *Plos One*, 10, e0119811, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119811>, 2015.
- Benali, A., Mota, B., Carvalhais, N., Oom, D., Miller, L. M., Campagnolo, M. L., and Pereira, J. M. C.: Bimodal fire regimes unveil a global-scale anthropogenic fingerprint, *Global Ecol. Biogeogr.*, 26, 799–811, <https://doi.org/10.1111/geb.12586>, 2017.
- Beuchle, R., Guechi, R. C., Shimabukuro, Y. E., Seliger, R., Eva, H. D., Sano, E., and Achard, F.: Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach, *Appl. Geogr.*, 58, 116–127, <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.01.017>, 2015.
- Bickel, U. and Dros, J. M.: The impacts of soybean cultivation on Brazilian ecosystems: Three case studies, WWF Forest Conversion Initiative, Washington, USA, 33 pp., 2003.
- 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., and Pyne, S. J.: Fire in the Earth System, *Science*, 324, 5926, <https://doi.org/10.1126/science.1163886>, 2009.
- Brunson, M. W. and Tanaka, J.: Economic and social impacts of wildfires and invasive plants in American deserts: lessons from the Great Basin, *Range. Ecol. Manage.*, 64, 463–470, <https://doi.org/10.2111/REM-D-10-00032.1>, 2011.
- Cardozo, F. S., Pereira, G., Shimabukuro, Y. E., and Moraes, E. C.: Validation of MODIS MCD45A1 product to identify burned areas in Acre State - Amazon forest, in: Proceedings of the IEEE 2012 International Geoscience and Remote Sensing Symposium, 22–27 July 2012, München, Germany, 6741–6744, 2012.
- Chen, Y., Morton, D. C., Jin, Y., Collatz, G. J., Kasibhatla, P. S., van der Werf, G. R., DeFries, R. S., and Randerson, J. T.: Long-term trends and interannual variability of forest, savanna and agricultural fires in South America, *Carbon Manag.*, 4, 617–638, <https://doi.org/10.4155/cmt.13.61>, 2013.
- Chéret, V. and Denux, J. P.: Mapping wildfire danger at regional scale with an index model integrating coarse spatial resolution remote sensing data, *J. Geophys. Res.-Bioge.*, 112, G02006, <https://doi.org/10.1029/2005JG000125>, 2007.
- Chéret, V. and Denux, J. P.: Analysis of MODIS NDVI time series to calculate indicators of Mediterranean forest fire susceptibility, *GISci. Rem. Sens.*, 48, 171–194, <https://doi.org/10.2747/1548-1603.48.2.171>, 2011.
- Coelho, C. A. S., de Oliveira, C. P., Ambrizzi, T., Reboita, M. S., Carpenedo, C. B., Campos, J. L. P. S., Tomazello, A. C. N., Pam-puch, L. A., Custódio, M. S., Dutra, L. M. M., da Rocha, R. P., and Rehbein, A.: The 2014 southeast Brazil austral summer drought: regional scale mechanisms and teleconnections, *Clim. Dynam.*, 46, 11–12, <https://doi.org/10.1007/s00382-015-2800-1>, 2016.
- Coleve, P. A.: Aplicação de índices das condições de vegetação no monitoramento em tempo quase real da seca em Moçambique usando NOAA AVHRR-NDVI, *GEOUSP*, 29, 85–95, 2011.
- Coutinho, L. M.: Fire in the Ecology of the Brazilian Cerrado, in: *Fire in the Tropical Biota: Ecosystem Processes and Global Challenges*, Goldammer, J. G., Springer-Verlag, Berlin, Germany, 82–105, 1990.
- Dias, B. F. S.: Cerrados: Uma caracterização, in: *Alternativas de desenvolvimentos dos Cerrados: Manejo e conservação dos recursos naturais renováveis*, FUNATURA, Brasília, Brazil, 11–25, 1992.
- Didan, K.: MOD13A3: MODIS/Terra vegetation Indices Monthly L3 Global 1km SIN Grid V006, available at https://lpdaac.usgs.gov/dataset_discovery/modis/modis_products_table/mod13a3_v006 (last access: 20 November 2017), 2015.
- Durigan, G. and Ratter, J. A.: The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation, *J. Appl. Ecol.*, 53, 11–15, <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12559>, 2016.

- Fearnside, P. M.: Global warming and tropical land-use Change: Greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation, *Climatic Change*, 46, 1–2, <https://doi.org/10.1023/a:1005569915357>, 2000.
- Fearnside, P. M.: Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil, *Environ. Conserv.*, 28, 23–38, <https://doi.org/10.1017/s0376892901000030>, 2001.
- Freeborn, P. H., Wooster, M. J., Hao, W. M., Ryan, C. A., Nordgren, B. L., Baker, S. P., and Ichoku, C.: Relationships between energy release, fuel mass loss, and trace gas and aerosol emissions during laboratory biomass fires, *J. Geophys. Res.-Atmos.*, 113, D01301, <https://doi.org/10.1029/2007JD008679>, 2008.
- Friedl, M. A., McIver, D. K., Hodges, J. C. F., Zhang, X. Y., Muchoney, D., Strahler, A. H., Woodcock, C. E., Gopal, S., Schneider, A., Cooper, A., Baccini, A., Gao, F., and Schaaf, C.: Global land cover mapping from MODIS: algorithms and early results, *Remote Sens. Environ.*, 83, 1–2, [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00084-6](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00084-6), 2002.
- Friedl, M. A., Sulla-Menashe, D., Tan, B., Schneider, A., Ramankutty, N., Sibley, A., and Huang, X.: MODIS Collection 5 global land cover: Algorithm refinements and characterization of new datasets, *Remote Sens. Environ.*, 114, 168–182, <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.08.016>, 2010.
- Giglio, L., Descloitres, J., Justice, C. O., and Kaufman, Y. J.: An enhanced contextual fire detection algorithm for MODIS, *Remote Sens. Environ.*, 87, 2–3, [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(03\)00184-6](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(03)00184-6), 2003.
- Giglio, L., Schroeder, W., and Justice, C. O.: The collection 6 MODIS active fire detection algorithm and fire products, *Remote Sens. Environ.*, 178, 31–41, <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.02.054>, 2016.
- Govender, N., Trollope, W. S. W., and van Wilgen, B. W.: The effect of fire season, fire frequency, rainfall and management on fire intensity in savanna vegetation in South Africa, *J. Appl. Ecol.*, 43, 748–758, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01184.x>, 2006.
- Grecchi, R. C., Gwyn, Q. H. J., Béné, G. B., Formaggio, A. R., and Fahl, F. C.: Land use and land cover changes in the Brazilian Cerrado: A multidisciplinary approach to assess the impacts of agricultural expansion, *Appl. Geogr.*, 55, 300–312, <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.09.014>, 2014.
- Hanson, S., Padilla, M., Corti, D., and Chuvieco, E.: Strengths and weaknesses of MODIS hotspots to characterize global fire occurrence, *Remote Sens. Environ.*, 131, 152–159, <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.12.004>, 2013.
- IBGE: Brazilian Institute for Geography and Statistics: Brazilian biomes, available at: http://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm (last access: 2 February 2017), 2010.
- Ichoku, C., Kahn, R., and Chin, M.: Satellite contributions to the quantitative characterization of biomass burning for climate modelling, *Atmos. Res.*, 111, 1–28, <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2012.03.007>, 2012.
- Ichoku, C., Ellison, L. T., Willmot, K. E., Matsui, T., Dezfuli, A. K., Galebe, C. K., Wang, J., Wilcox, E. M., Lee, J., Adegoke, J., Okonkwo, C., Bollen, J., Policelli, F. S., and Habib, S.: Biomass burning, land-cover change, and the hydrological cycle in Northern sub-Saharan Africa, *Environ. Res. Lett.*, 11, 095005, <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/9/095005>, 2016.
- INPE: National Institute for Space Research: TerraClass Cerrado Project: Mapping land-use and land-cover in the Cerrado, available at: <http://www.dpi.inpe.br/tccerrado/> (last access: 2 February 2017), 2015.
- Jiao, W., Zhang, L., Chang, Q., Fu, D., Cen, Y., and Tong, Q.: Evaluating an enhanced Vegetation Condition Index (VCI) based on VIUPD for drought monitoring in the continental United States, *Remote Sens.*, 8, 224, <https://doi.org/10.3390/rs8030224>, 2016.
- Jolly, W. M., Cochrane, M. A., Freeborn, P. H., Holden, Z. A., Brown, T. J., Williamson, G. J., and Bowman, D. M. J. S.: Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013, *Nat. Commun.*, 6, 7537, <https://doi.org/10.1038/ncomms8537>, 2015.
- Justice, C. O., Townshend, J. R. G., Vermote, E. F., Masuoka, E., Wolfe, R. E., Saleous, N., Roy, D. P., and Morisette, J. T.: An overview of MODIS Land data processing and product status, *Remote Sens. Environ.*, 83, 1–2, [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00084-6](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00084-6), 2002.
- Kaiser, J. W., Heil, A., Andreae, M. O., Benedetti, A., Chubarova, N., Jones, L., Morcrette, J.-J., Razinger, M., Schultz, M. G., Suttie, M., and van der Werf, G. R.: Biomass burning emissions estimated with a global fire assimilation system based on observed fire radiative power, *Biogeosciences*, 9, 527–554, <https://doi.org/10.5194/bg-9-527-2012>, 2012.
- Kayano, M. T. and Andreoli, R. V.: Clima da região Nordeste do Brasil, in: *Tempo e Clima no Brasil*, 1, edited by: Cavalcanti, I. F. A., Ferreira, N. J., Silva, M. G. A. J., and Dias, M. A. F. S., Oficina de Textos, São Paulo, Brazil, 213–233, 2009.
- Klink, C. A. and Machado, R. B.: Conservation of the Brazilian Cerrado, *Conserv. Biol.*, 19, 707–713, <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>, 2005.
- Kogan, F. N.: Droughts of the late 1980s in the United States as derived from NOAA polar-orbiting satellite data, *B. Am. Meteorol. Soc.*, 76, 655–668, [https://doi.org/10.1175/1520-0477\(1995\)076<0655:dotlit>2.0.co;2](https://doi.org/10.1175/1520-0477(1995)076<0655:dotlit>2.0.co;2), 1995.
- Kummerow, C., Barnes, W., Kozu, T., Shiue, J., and Simpson, J.: The Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) Sensor Package, *J. Atmos. Ocean. Tech.*, 15, 809–817, [https://doi.org/10.1175/1520-0426\(1998\)015<0809:TTRMMT>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0426(1998)015<0809:TTRMMT>2.0.CO;2), 1998.
- Kummerow, C., Simpson, J., Thiele, O., Barnes, W., Chang, A. T. C., Stocker, E., Adler, R. F., Hou, A., Kakar, R., Wentz, F., Ashcroft, P., Kozu, T., Hong, Y., Okamoto, K., Iguchi, T., Kuroiwa, H., Im, E., Haddad, Z., Huffman, G., Ferrier, B., Olson, W. S., Zipser, E., Smith, E. A., Wilhelm, T. T., North, G., Krishnamurti, T., and Nakamura, K.: The status of the Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) after two years in orbit, *J. Appl. Meteorol.*, 39, 1965–1982, [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(2001\)040<1965:tsottr>2.0.co;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(2001)040<1965:tsottr>2.0.co;2), 2000.
- Kusangaya, S. and Sithole, V. B.: Remote sensing-based fire frequency mapping in a savannah rangeland, *S. Afr. J. Geomat.*, 4, 36–49, <https://doi.org/10.4314/sajg.v4i1.3>, 2015.
- Leblon, B., Bourgeau-Chavez, L., and San-Miguel-Ayanz, J.: Use of Remote Sensing in wildfire management, in: *Sustainable development – Authoritative and leading edge content for environmental management*, 1, edited by: Curkovic, S., InTech Press, Rijeka, Croatia, 55–82, 2012.
- Libonati, R., DaCamara, C. C., Setzer, A. W., Morelli, F., and Melchiorri, A. E.: An algorithm for burned area detection in the

- Brazilian Cerrado using 4 μm MODIS Imagery, *Remote Sens.*, 7, 15782–15803, <https://doi.org/10.3390/rs71115782>, 2015a.
- Libonati, R., DaCamara, C. C., Setzer, A. W., and Morelli, F.: Spatio-temporal variability of burned area over Brazil for the period 2005–2010 using MODIS data, in: *Proceedings of the XVII Brazilian Symposium on Remote Sensing*, 25–29 April 2015, João Pessoa, Brazil, 675–682, 2015b.
- Libonati, R., DaCamara, C. C., and Setzer, A. W.: Spatial and temporal patterns of burned area over Brazilian Cerrado from 2005 to 2015 using remote sensing, in: *Proceedings of the Geosciences Union General Assembly 2016*, 25–29 April 2016, Vienna, Austria, 2016.
- Maier, S. W., Russell-Smith, J., Edwards, A. C., and Yates, C.: Sensitivity of the MODIS fire detection algorithm (MOD14) in the savanna region of the Northern Territory, Australia, *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.*, 76, 11–16, <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2012.11.005>, 2013.
- Marcuzzo, F. F. N., Cardoso, M. R. D., and Faria, T. G.: Chuvas no Cerrado da região Centro-Oeste do Brasil: análise histórica e tendência futura, *Acta Geog.*, 6, 112–130, <https://doi.org/10.5216/ag.v6i2.15234>, 2012.
- MMA: Brazilian Ministry of Environment: PROBIO Project: Conservation and Sustainable Use of Brazilian Biological Diversity, available at: <http://mapas.mma.gov.br/mapas/aplic/probio/datadownload.htm> (last access: 2 February 2017), 2002.
- MODIS Fire Products Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD): MODIS Fires Products, available at: https://modis.gsfc.nasa.gov/data/atbd/atbd_mod14.pdf (last access: 2 February 2017), 2006.
- MODIS Land Cover Product User Guide: User Guide for the MODIS Land Cover Type Product (MCD12Q1), available at: https://lpdaac.usgs.gov/sites/default/files/public/modis/docs/MCD12Q1_UserGuide_07302013.pdf (last access: 14 September 2017), 2013.
- MODIS Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD): MODIS Vegetation Index (MOD13), available at: http://modis.gsfc.nasa.gov/data/atbd/atbd_mod13.pdf (last access: 2 February 2017), 1999.
- Moreira de Araújo, F. and Ferreira, L. G.: Satellite-based automated burned area detection: A performance assessment of the MODIS MCD45A1 in the Brazilian savanna, *Int. J. Appl. Earth Obs.*, 36, 94–102, <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.10.009>, 2015.
- Moreira de Araújo, F., Ferreira, L. G., and Arantes, A. E.: Distribution patterns of burned areas in the Brazilian biomes: An analysis based on satellite data for the 2002–2010 period, *Remote Sens.*, 4, 1929–1946, <https://doi.org/10.3390/rs4071929>, 2012.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., and Kent, J.: Biodiversity hotspots for conservation priorities, *Nature*, 403, 853–858, <https://doi.org/10.1038/35002501>, 2000.
- Nascimento, D. T. F., Moreira de Araújo, F., and Ferreira, L. G.: Análise dos padrões de distribuição espacial e temporal dos focos de calor no bioma Cerrado, *Rev. Bras. Cart.*, 63, 461–475, 2011.
- Nogueira, J. M. P., Rambal, S., Barbosa, J. P. R. A. D., and Mouillot, F.: Spatial pattern of the seasonal drought/burned area relationship across Brazilian biomes: Sensitivity to drought metrics and global Remote-Sensing fire products, *Climate*, 5, 42, <https://doi.org/10.3390/cli5020042>, 2017.
- Perreira, G., Silva, M. E. S., Moraes, E. C., and Cardozo, F. S.: Avaliação dos dados de precipitação estimados pelo satélite TRMM para o Brasil, *Rev. Bras. Rec. Hidr.*, 18, 139–148, <https://doi.org/10.21168/rbrh.v18n3.p139-148>, 2013.
- Pivello, V. R.: The use of fire in the Cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: past and present, *Fire Ecol.*, 7, 24–39, <https://doi.org/10.4996/fireecology.0701024>, 2011.
- Price, O. F., Russell-Smith, J., and Watt, F.: The influence of prescribed fire on the extent of wildfire in savanna landscapes of western Arnhem Land, Australia, *Int. J. Wildland Fire*, 21, 297–305, <https://doi.org/10.1071/wf10079>, 2012.
- Quiring, S. M. and Ganesh, S.: Evaluating the utility of the Vegetation Condition Index (VCI) for monitoring meteorological drought in Texas, *Agr. Forest Meteorol.*, 150, 330–339, <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2009.11.015>, 2010.
- Quiring, S. M. and Papakryiakou, T. N.: An evaluation of agricultural drought indices for the Canadian prairies, *Agr. Forest Meteorol.*, 118, 1–2, [https://doi.org/10.1016/s0168-1923\(03\)00072-8](https://doi.org/10.1016/s0168-1923(03)00072-8), 2003.
- Ramos-Neto, M. B. and Pivello, V. R.: Lightning fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management strategies, *Environ. Manage.*, 26, 675–684, <https://doi.org/10.1007/s002670010124>, 2000.
- Randerson, J. T., van der Werf, G. R., Collatz, G. J., Giglio, L., Still, C. J., Kasibhatla, P., Miller, J. B., White, J. W. C., DeFries, R. S., and Kasibhatla, E. S.: Fire emissions from C3 and C4 vegetation and their influence on interannual variability of atmospheric CO₂ and $\delta^{13}\text{C}_{\text{CO}_2}$, *Global Biogeochem. Cy.*, 19, GB2019, <https://doi.org/10.1029/2004gb002366>, 2005.
- Rissi, M. N., Baeza, M. J., Gorfone-Barbosa, E., Zupo, T., and Fideles, A.: Does season affect fire behaviour in the Cerrado?, *Int. J. Wildland Fire*, 26, 427–433, 2017.
- Roy, D. P., Jin, Y., Lewis, P. E., and Justice, C. O.: Prototyping a global algorithm for systematic fire-affected area mapping using MODIS time series data, *Remote Sens. Environ.*, 97, 137–162, <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.04.007>, 2005.
- Roy, D. P., Boschetti, L., Justice, C. O., and Ju, J.: The collection 5 MODIS burned area product – Global evaluation by comparison with the MODIS active fire product, *Remote Sens. Environ.*, 112, 3690–3707, <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.05.013>, 2008.
- Rudorff, B. F. T., Aguiar, D. A., Silva, W. F., Sugawara, L. M., Adami, M., and Moreira, M. A.: Studies on the rapid expansion of sugarcane for ethanol production in São Paulo state (Brazil) using Landsat data, *Remote Sens.*, 2, 1057–1076, <https://doi.org/10.3390/rs2041057>, 2010.
- Schucknecht, A., Erasmi, S., Niemeyer, L., and Matschulat, J.: Assessing vegetation variability and trends in north-eastern Brazil using AVHRR and MODIS NDVI time series, *Eur. J. Remote Sens.*, 46, 40–59, <https://doi.org/10.5721/EurJRS20134603>, 2013.
- Shimabukuro, Y. E., Pereira, G., Cardozo, F. S., Stockier, R., Freitas, S. R., and Coura, S. M. C.: Biomass burning emission estimation in Amazon tropical forest, in: *Earth observation of ecosystem services*, 1, edited by: Alcaraz-Segura, D., Di Bella, C. M., and Straschnoy, J. V., CRC Press, Boca Raton, USA, 125–148, 2013.
- Spera, S. A., Galford, G. L., Coe, M. T., Macedo, M. N., and Mustard, J. F.: Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier, *Glob. Change Biol.*, 22, 3405–3413, <https://doi.org/10.1111/gcb.13298>, 2016.

- Stephenson, C., Handmer, J., and Betts, R.: Estimating the economic, social and environmental impacts of wildfires in Australia, *Environ. Hazards*, 12, 93–111, <https://doi.org/10.1080/17477891.2012.703490>, 2013.
- Thenkabail, P. S., Gamage, M. S. D. N., and Smakhtin, V. U.: The use of Remote Sensing data for drought assessment and monitoring in Southwest Asia, *Int. Wat. Manag. Inst., Research Rep.*, Colombo, Sri Lanka, 34 pp., 2004.
- Vadrevu, K. P., Lasko, K., Giglio, L., and Justice, C.: Analysis of Southeast Asian pollution episode during June 2013 using satellite remote sensing datasets, *Environ. Pollut.*, 195, 245–256, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.017>, 2014.
- van der Werf, G. R., Randerson, J. T., Giglio, L., Gobron, N., and Dolman, A. J.: Climate controls on the variability of fires in the tropics and subtropics, *Global Biogeochem. Cy.*, 22, GB3028, <https://doi.org/10.1029/2007gb003122>, 2008.
- Verbesselt, J., Hyndman, R., Newnham, G., and Culvenor, D.: Detecting trend and seasonal changes in satellite image time series, *Remote Sens. Environ.*, 114, 106–115, <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.08.014>, 2010.
- Wooster, M. J., Roberts, G., Perry, G. L. W., and Kaufman, Y. J.: Retrieval of biomass combustion rates and totals from fire radiative power observations: calibration relationships between biomass consumption and fire radiative energy release, *J. Geophys. Res.-Atmos.*, 110, D24311, <https://doi.org/10.1029/2005JD006318>, 2005.
- Yates, C. P., Edwards, A. C., and Russell-Smith, J.: Big fires and their ecological impacts in Australian savannas: size and frequency matters, *Int. J. Wildland Fire*, 17, 768–781, <https://doi.org/10.1071/wf07150>, 2008.

APÊNDICE B – Artigo Aceito para Publicação na Revista *Remote Sensing*

remote sensing

Article

Characterization and Trends of Fine Particulate Matter (PM_{2.5}) Fire Emissions in the Brazilian Cerrado during 2002–2017

Guilherme Augusto Verola Mataveli ^{1,*}, Maria Elisa Siqueira Silva ¹, Daniela de Azeredo França ^{2,†}, Nathaniel Alan Brunsell ³, Gabriel de Oliveira ³, Francielle da Silva Cardozo ⁴, Gabriel Bertani ², and Gabriel Pereira ^{1,4}

¹ University of São Paulo (USP), Department of Geography, São Paulo, 05508-000, Brazil

² National Institute for Space Research (INPE), Remote Sensing Division, São José dos Campos, 12227-010, Brazil

³ University of Kansas (KU), Department of Geography and Atmospheric Science, Lawrence, 64045, United States of America

⁴ Federal University of São João del-Rei (UFSJ), Department of Geosciences, São João del-Rei, 36307-352, Brazil

[†] now at: National Center for Early Warning and Monitoring of Natural Disasters (CEMADEN), São José dos Campos, 12247-016, Brazil

* Correspondence: mataveli@usp.br; Tel.: +55-11-2648-1257

Received: 13 June 2019; Accepted: 20 August 2019; Published: date

Abstract: Fire occurrence is a major disturbance in the Brazilian Cerrado, which is driven by both natural and anthropogenic activities. Despite increasing efforts for monitoring the Cerrado, a biome-scale study for quantifying and understanding the variability of fire emissions is still needed. We aimed at characterizing and finding trends in Particulate Matter with diameter less than 2.5 µm (PM_{2.5}) fire emissions in the Brazilian Cerrado using the PREP-CHEM-SRC emissions preprocessing tool and Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) active fires datasets for the 2002–2017 period. Our results showed that, on average, the Cerrado emitted 1.08 Tg year⁻¹ of PM_{2.5} associated with fires, accounting for 25% and 15% of the PM_{2.5} fire emissions in Brazil and South America, respectively. Most of the PM_{2.5} fire emissions were concentrated in the end of the dry season (August, 0.224 Tg month⁻¹ and September, 0.386 Tg month⁻¹) and in the transitional month (October, 0.210 Tg month⁻¹). Annually, 66% of the total emissions occurred over the savanna land cover; however, active fires that were detected in the evergreen broadleaf land cover tended to emit more than active fires occurring in the savanna land cover. Spatially, each 0.1° grid cell emitted, on average, 0.5 Mg km⁻² year⁻¹ of PM_{2.5} associated with fires, but the values can reach to 16.6 Mg km⁻² year⁻¹ in a single cell. Higher estimates of PM_{2.5} emissions associated with fires were mostly concentrated in the northern region, which is the current agricultural expansion frontier in this biome. When considering the entire Cerrado, we found an annual decreasing trend representing -1.78% of the annual average PM_{2.5} emitted from fires during the period analyzed, however, the grid cell analysis found annual trends representing ± 35% of the annual average PM_{2.5} fire emissions.

Keywords: biomass burning; tropical savannas; aerosols; remote sensing; MODIS; PREP-CHEM-SRC

1. Introduction

Biomass burning is known as one of the most important sources of emission of gases and aerosols into the atmosphere [1,2]. Global carbon fire emissions are estimated to be 2.2 Pg C year⁻¹ [3]

and, therefore, impact the composition of the atmosphere [4,5]. In addition, fire emissions can impact air quality [6,7], human health [8,9], clouds, precipitation and the hydrological cycle [10–12], radiative forcings [13], and surface heat, moisture, and carbon fluxes [14].

Even with the wide variation of aerosols and trace gases components from one burning event to another, fire emissions primarily consist of carbon dioxide (CO_2 , 71.4%), water (H_2O , 21%), and carbon monoxide (CO , 5.5%) [15]. $\text{PM}_{2.5}$ that are emitted from fires are also important, which, despite only composing approximately 0.5% of the total fire emission components, are associated with deoxyribonucleic acid (DNA) damage and cell death in human lung cells [9] and estimated to be responsible for 339,000 deaths annually when considering global wild and prescribed forest fires, tropical deforestation fires, peat fires, agricultural burning, and grass fires [8].

Globally, 84% of carbon fire emissions occur in the tropics [3]. Human activity is considered to be a major fire-driver in the tropics [11,16], where fires are used for shifting land cover and agricultural purposes, such as eliminating crop residues or pasture management [17]. Moreover, climate variability is an important fire-driver in tropics [16], where the risk of fire occurrence is expected to increase due to climate warming [18].

In the Brazilian Cerrado, there is the combination of fires originating from both natural causes and human activities, especially associated with the major agricultural expansion occurring in this biome since the 1970s [19]. There has been an increased international effort for monitoring and studying the Cerrado [20], where the researchers have analyzed the spatial distribution and variability of active fires and burned area, as well as their correlation with climate-related fire drivers [21–25]. However, there are no studies that aimed to characterize and quantify fire emissions occurring in the Cerrado at a biome-scale or aimed to understand their variability and contribution nationally and in the South-American continent. The need for this characterization and quantification is also necessary when we consider recent studies regarding fire trends. Studies have shown a global decrease in burned area and active fires [26–28] and in global fire emissions [27,29]; however, analysis at the local scale (grid cells) may have distinct patterns from global-scale studies. For example, [26] found a global decline in burned area, but some regions, including areas of the Cerrado, showed increasing trends in the burned area during the 1997–2015 period. The work of [29] also pointed out that trends in fire emissions are spatially heterogeneous and regional trends may not conform to global trends. It could even be possible to observe trends in opposite directions when considering active fires and the burned area and fire emissions in the Cerrado, since the recent drier conditions in the tropics are causing the tendency of more intense and larger fires, that is, the overall number of fires might be decreasing but emissions may be increasing [30].

When considering the large spatial extent of the Cerrado and the difficulties in conducting field campaigns, orbital remote sensing is the most efficient approach for studying wildfires in this biome and it has been used in several studies [21–25,31,32]. To estimate fire emissions based on satellites measurements, there are methods that are based on burned area or fire radiative power (FRP), a measurement of the rate that energy is emitted as electromagnetic radiation during the combustion process [33]. FRP is proportional to the rate of burning biomass and, when integrated over time, is proportional to the biomass consumed [33]. Comparative studies have shown that estimates that were obtained while using the FRP approach are better correlated with reference data consisting on aboveground live biomass data and burned area inventories than estimates obtained while using the burned area approach [34], and that the FRP approach eliminates many difficulties that are involved with parametrization when using the burned area, since parameters, such as fuel load and burning efficiency, have a direct influence on the observed energy radiated by fires and, therefore, are not required to be separately considered [34–36].

The active fire products that are derived from the Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) sensors [37] can be used to obtain emission fields from fires at a biome-scale when input into the preprocessor of trace gases and aerosols PREP-CHEM-SRC [38]. Since the first version released in 2011 [39], PREP-CHEM-SRC has been consistently improved to better estimate emissions, for example, the most recent version of the tool (PREP-CHEM-SRC 1.8.3) enables estimating fire emissions based on the FRP approach through the subroutine Brazilian Biomass

Burning Emission Model with Fire Radiative Power (3BEM_FRP) [36]. An advantage of using this tool in studies that were conducted in South America is the updated parametrization for this continent in the recently released version, which includes new emission factors, new coefficients of emission, and new land use and land cover (LULC) maps [40]. Such improvements are expected to better represent South-American fire emissions. Estimates that are obtained from previous versions of PREP-CHEM-SRC usually underestimated fire emissions in South America and in the Cerrado [36], however, the new parametrization of PREP-CHEM-SRC 1.8.3 increased South American fire emissions by an average of 60% [40].

Based on the considerations above, our objective was to characterize and to compare the biome-scale and local-scale trends in $PM_{2.5}$ fire emissions in the highly heterogeneous Brazilian Cerrado for the 2002–2017 period while using MODIS active fires data (MOD14 and MYD14 products) as inputs into the 3BEM_FRP subroutine implemented in PREP-CHEM-SRC 1.8.3.

2. Materials and Methods

2.1. Fire Occurrence in the Study Area

The Cerrado, one of the six Brazilian biomes [41], is distributed over approximately 22% of the Brazilian territory and 11% of the South-American continent (Figure 1), covering an area of more than two-million km^2 .

Figure 1. Location of the Cerrado biome in South America (left panel) and in the Brazilian territory (right panel). In the left panel, A represents the Amazon biome, B the Cerrado biome, C the Caatinga biome, D the Atlantic Rainforest biome, E the Pampa biome, and F the Pantanal biome [41]. Base map is Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) MCD12Q1 product collection 5.1 for the year 2013 following the International Geosphere-Biosphere Program (IGBP) land cover classification scheme.

The Cerrado is characterized by a dry season that usually occurs from May to September and most of its vegetation consists of an inflammable grassy layer [19]. According to [19], in addition to the natural occurrence of fires in the Cerrado, human-induced fires were widespread in the past by many indigenous groups for land management and hunting, and, nowadays, human activity became the major source of fires in this biome, being primarily used for suppressing natural vegetation and changing land cover, shifting cultivation, and other agriculturally-related purposes. The lack of monitoring and a well-established fire management policy also contribute to the high occurrence of fires in the Cerrado [42].

As described in the previous section, several studies have used remote sensing data to analyze fire occurrence and spatial patterns in this biome. Studies that were conducted in the present decade have shown that the Cerrado represents more than 70% of the estimated burned area in the Brazilian territory and, consequently, the Cerrado has more burned area than the Amazon biome, despite the Amazon biome being twice as large as the Cerrado biome [21,25].

2.2. MODIS Data

The MODIS active fire products were used as inputs to estimate fire emissions in the Cerrado. The Terra (MOD14) and Aqua (MYD14) products detect active fires globally with a spatial resolution of 1 km and, among other variables, estimate FRP for each active fire detected [37]. In addition to the active fire products, we used the MODIS LULC product (MCD12Q1) collection 5.1 for analyzing PM_{2.5} fire emissions in the distinct land covers of the Cerrado, since this is the LULC data that are used in PREP-CHEM-SRC 1.8. This product is a global annual LULC data at 500 meters spatial resolution [43]. In this work, we have used the MCD12Q1 layer that follows the IGBP global vegetation classification scheme, which divides LULC into 17 distinct land cover classes, as shown in Figure 1.

2.3. PREP-CHEM-SRC

Emission fields from distinct sources, e.g., fires, anthropogenic, biogenic, and volcanoes, can be estimated while using the emission preprocessor PREP-CHEM-SRC with flexible spatial resolutions and projections [38]. This enables the characterization and use of emission fields from PREP-CHEM-SRC as the inputs in models, such as the Coupled Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System (CATT-BRAMS, [38]) and the Weather Research Forecasting model coupled with Chemistry (WRF-Chem, [44]), for assessing the impact of emissions on climatological variables and air quality.

When considering the source fires in PREP-CHEM-SRC, emissions can be estimated based on the burned area approach (3BEM subroutine) or the FRP approach (3BEM_FRP subroutine). PREP-CHEM-SRC 1.8.3 (available at <http://brams.cptec.inpe.br/downloads/>) has many improvements when compared to previous versions of the tool. For the source fires, such improvements consisted of new annual LULC maps that are based on the MCD12Q1 collection 5.1 product and new emission factors. While still considering the source fires, the new version of the 3BEM_FRP subroutine includes the fire diurnal cycle (estimate of the average fire duration in the distinct land covers of the South-American biomes used when the number of fire detections is low) [40] and new coefficients of emission derived from the Fire Energetics and Emissions Research (FEER) product [45]. Despite being developed for South America, PREP-CHEM-SRC 1.8.3 was parameterized and it is already operational for North America in the National Oceanic and Atmospheric Administration's (NOAA) High-Resolution Rapid Refresh (HRRR) system (<https://rapidrefresh.noaa.gov/hrrr/HRRRsmoke/>).

The 3BEM_FRP subroutine that was implemented in PREP-CHEM-SRC 1.8.3 performs a clustering process that combines the FRP from the active fires detected by different sensors and minimizes the impact of the MODIS bow-tie effect [36]. Firstly, 3BEM_FRP excludes active fires that were detected outside the South America domain and, for MODIS active fires products, those with a confidence level below 50% [36]. After that, the size of the matrix that merges the FRP from the remaining active fires is defined and a convolution mask ($\eta(Y, \kappa)$) of size $M \times N$ (rows $\times$ columns), running over the grid with FRP aerial density values (FRP_{ad} , in $MW m^{-2}$, estimated by weighting the

FRP values by pixel area) that were estimated by different satellites $\xi(\text{long}, \text{lat})$, results in the grid containing all clustered FRP values for a given time (FRP_{grid} , in MW m^{-2}) [36]:

$$\text{FRP}_{\text{grid}_{(\text{lon}, \text{lat})}} = \sum_{\gamma=\alpha}^{\alpha} \sum_{\kappa=\beta}^{\beta} \eta(\gamma, \kappa) \xi(\text{long} + \gamma, \text{lat} + \kappa, t) \quad (1)$$

where the clustered grid is defined to all points where the mask of size $M \times N$ completely overlaps the image ($\text{lon} \in [\alpha, M - \alpha]$, $\text{lat} \in [\beta, N - \beta]$); when using geostationary-orbiting active fires data if the time interval between the detection of two active fires is greater than four hours, 3BEM_FRP assumes that the detections are from two distinct fires and the integration process restarts, while only using polar-orbiting active fires data, such as MOD14 and MYD14, t is extracted from the fire diurnal cycle [40]. The fire diurnal cycle for South America was obtained while using the Wildfire Automated Biomass Burning Algorithm (WFABBA) product and estimated the fire duration for different LULC within the South American biomes in order to provide information whenever FRP is insufficient to extract the diurnal cycle of fires; there are more than 200 distinct fire diurnal cycles for South America [40]. 3BEM_FRP associates the LULC (based on the MCD12Q1 product collection 5.1) for each grid cell, as described in [40]. For the years after 2013, the same MCD12Q1 data for 2013 was used, since this is the most recent LULC data available in collection 5.1.

Based on the clustered FRP and the time step, fire radiative energy (FRE, in MJ m^{-2}), which is defined as the radiative energy emitted during the entire combustion process [33], is estimated, according to [36]:

$$\text{FRE}_{\text{grid}_{(\text{lon}, \text{lat})}} = \sum_{t=t_1}^n \frac{(\text{FRP}_t + \text{FRP}_{t+1})(t_{t+1} + t_t)}{2} \quad (2)$$

where t is the time of FRP acquisitions and n represents the n th sample. In the 3BEM_FRP subroutine implemented in PREP-CHEM-SRC 1.8.3, when only using polar-orbiting active fires data the total time of a fire is considered to be the average of the fire diurnal cycle associated to the LULC [40]. Finally, the mass of a given chemical species ($M^{(i)}$, in kg m^{-2}) is estimated according [40] utilizing the relationship between FRE_{grid} , the coefficient of emission (C_e , coefficient that directly relates radiative energy from a fire to its smoke aerosol emission (kg MJ^{-1}) derived from the FEER product [45]), and the relationship between the emission factor for a given species (in this case, the $\text{PM}_{2.5}$, $\text{EF}^{(\text{PM}_{2.5})}$, in g emitted per kg burned) and the emission factor for the total particulate matter ($\text{EF}^{(\text{TPM})}$, also derived from [45], in g emitted per kg burned):

$$M^{(i)} = \text{FRE}_{\text{grid}_{(\text{lon}, \text{lat})}} C_e \frac{\text{EF}^{(\text{PM}_{2.5})}}{\text{EF}^{(\text{TPM})}} \quad (3)$$

2.4. Global Biomass Burning Inventories

When considering the improvements that were implemented in PREP-CHEM-SRC 1.8.3 and that there are no studies aimed at characterizing fire emissions or comparing distinct biomass burning inventories in the Cerrado, we compared the results that were obtained using PREP-CHEM-SRC 1.8.3 with three global fire emissions inventories based on the FRP approach, the Global Fire Assimilation System (GFAS, [46]), the Quick Fire Emissions Dataset (QFED, [47]), and the FEER inventory [45], and with the global fire emissions inventory based on burned area Global Fire Emissions Database (GFED, [3]). We have used the most recent version of all datasets in this study, GFASv1.3 (available at http://eccad.sedoo.fr/eccad_extract_interface/jsf/page_extract_ok.jsf), QFEDv2.5r1 (available at <http://ftp.as.harvard.edu/gcgrid/data/ExtData/HEMCO/QFED/v2018-07/>), FEERv1.0-G1.2 (available at <https://feer.gsfc.nasa.gov/data/emissions/>), and GFED4.1s (available at <https://www.globalfiredata.org/data.html>). Despite differences regarding how each dataset estimates the emissions (see the Discussion section), all FRP-based datasets use MODIS active fires data as inputs and are provided on a daily basis with spatial resolution of 0.1° . The bottom-up inventory

GFED4.1s also uses MODIS active fire products as inputs and it is provided daily with a spatial resolution of 0.25° .

2.5. Data Processing

$PM_{2.5}$ estimates for the 2002–2017 period were obtained with PREP-CHEM-SRC 1.8.3 while using fires as the only source of emission and MOD14/MYD14 collection 6 products as inputs in 3BEM_FRP. Estimates were generated at a spatial resolution of 0.1° , the same spatial resolution as the global FRP-based inventories described above. The outputs of PREP-CHEM-SRC 1.8.3 consisted of the daily emission from several species that are associated with fires, which are described in [39], for the South-American continent. Annual total $PM_{2.5}$ fire emissions, as well as monthly averages, were then calculated for the 2002–2017 period. These were estimated for the Cerrado biome and the entire Brazilian territory according to the delimitation that was proposed by [41], with an aim to analyze the intra and inter-annual variation of the emissions in this biome and the contribution of the Cerrado nationally and for the South-American continent. Regarding the comparison of the estimates with GFASv1.3, QFEDv2.5r1, FEERv1.0-G1.2, and GFED4.1s, we calculated the annual total emission of $PM_{2.5}$ for all inventories and the estimated annual values for the Cerrado domain, also according to the delimitation of [41]. We calculated the annual average emission of $PM_{2.5}$ associated with fires that were obtained from PREP-CHEM-SRC 1.8.3 in this biome for the 2002–2017 period to assess the spatial distribution of $PM_{2.5}$ derived from fire emissions in the Cerrado.

We also analyzed the relationship between $PM_{2.5}$ fire emissions and land cover in this biome. To this end, we resampled the LULC data for the Cerrado delimitation to the spatial resolution of the PREP-CHEM-SRC 1.8.3 outputs; the degraded land cover was defined as the mode of the land cover from the original MCD12Q1 data (500 meters) at coarser resolution (0.1°). Subsequently, we analyzed the annual total emissions associated with the respective LULC data, again highlighting that emissions for the years 2014, 2015, 2016, and 2017 were associated with the 2013 LULC data. Following this, we calculated the total emission of $PM_{2.5}$ associated with fires per land cover and quantified the average $PM_{2.5}$ emitted by an active fire detected in the major land covers of the Cerrado.

For each grid cell, we calculated the trends while considering the annual total emission of $PM_{2.5}$ associated with fires in the Cerrado during the 16-year period in 2002–2017 using a bootstrap analysis with 10,000 iterations. This resulted in a spatial map of the temporal trend in annual $PM_{2.5}$ fire emissions. If we consider a simple linear regression, the trends may substantially change or even have an opposite direction that is dependent upon different starting years. With the bootstrap approach, this issue does not occur, since the data are resampled with replacement, therefore the bootstrap analysis allows for the estimation of confidence intervals around observed linear regression trend values [48]. Here, we have considered the slope as the average slope from the 10,000 bootstrap iterations. We have also calculated the values of the 10th and 90th percentiles and tested if the average slope resulting from the bootstrap was inserted within this confidence interval, as in the study of [49].

3. Results

Figure 2 shows the annual total emission of $PM_{2.5}$ associated with fires in the Cerrado biome, Brazil, and in South America during the 2002–2017 period. On average, the Cerrado emitted $1.08 \text{ Tg year}^{-1}$ of $PM_{2.5}$ associated with fires, accounting for 25% and 15% of the $PM_{2.5}$ fire emissions that were estimated in Brazil and in South America, respectively. Annual $PM_{2.5}$ fire emissions in the Cerrado ranged from 0.41 Tg (2009) to 2.04 Tg (2010). The average value of $1.08 \text{ Tg year}^{-1}$ makes the Cerrado the second highest biome in Brazil in terms of emission of $PM_{2.5}$ associated with fires, with an annual average lower than only the Amazon biome, which emits $2.68 \text{ Tg year}^{-1}$, as shown in Table 1.

Figure 2. Annual total emission of PM_{2.5} associated with fires in South America, Brazil, and in the Cerrado biome during the 2002–2017 period. Estimates were obtained using PREP-CHEM-SRC 1.8.3.

Table 1. Annual average emission of PM_{2.5} associated with fires in the Brazilian biomes for the 2002–2017 period. Estimates were obtained using PREP-CHEM-SRC 1.8.3.

Biome	Area (km ²)	Brazilian Territory (%)	Average Emission (Tg year ⁻¹)	National Percentage (%)
Amazon	4,230,490	50	2.68	62.76
Cerrado	2,047,146	24	1.08	25.27
Atlantic Rainforest	1,059,027	12	0.25	5.95
Caatinga	825,750	10	0.15	3.47
Pantanal	151,186	2	0.10	2.27
Pampa	178,243	2	0.01	0.28

In contrast to the wetter year of 2009, the year 2010 was a dry one in the Cerrado, when this biome was responsible for 59% and 23% of the PM_{2.5} fire emissions that were estimated in Brazil and South America, respectively (Figure 2). This illustrates the importance of the meteorological conditions for the occurrence of fires and associated fire emissions in the Cerrado. On average, 70% of the PM_{2.5} fire emissions were concentrated in the dry season (May to September); however, in 2010, 85% of them occurred during the dry season (Figure 3a). Intra-annually, most of the PM_{2.5} fire emissions were concentrated in the end of the dry season (August and September, with an average of 0.224 and 0.386 Tg month⁻¹, respectively), while the transition between the seasons also presented a high average (October, with 0.210 Tg month⁻¹), as shown in Figure 3b.

Figure 3. (a) Percentage of $PM_{2.5}$ fire emissions in the dry (May to September) and rainy (October to April) seasons of the Cerrado during the 2002–2017 period and (b) Monthly average emission of $PM_{2.5}$ associated with fires in the Cerrado. Estimates were obtained while using PREP-CHEM-SRC 1.8.3.

When comparing the annual total emission of $PM_{2.5}$ associated with fires in the Cerrado biome obtained using PREP-CHEM-SRC 1.8.3 with the estimates of the QFEDv2.5r1, GFASv1.3, FEERv1.0-G1.2, and GFED4.1s global inventories for the Cerrado, we can see very similar inter-annual variability between them (Figure 4a) and that there is a strong linear correlation between the annual total emission of $PM_{2.5}$ that is associated with fires estimates (Figure 4b). However, the magnitude of the annual total values was highly variable. While PREP-CHEM-SRC 1.8.3 estimated an average emission of $PM_{2.5}$ associated with fires in the Cerrado of $1.08 \text{ Tg year}^{-1}$, GFASv1.3 (available for the 2003–2016 period) resulted in an estimate of 0.9 Tg year^{-1} , QFEDv2.5r1 (available for the 2002–2017 period) estimated 2.3 Tg year^{-1} , FEERv1.0-G1.2 (available from 2003 to September/2015) estimated $1.63 \text{ Tg year}^{-1}$, and GFED4.1s (available for the 2002–2017 period; 2017 estimates are preliminary) estimated $1.13 \text{ Tg year}^{-1}$. Therefore, the PREP-CHEM-SRC 1.8.3 annual average $PM_{2.5}$ that was emitted from fires in the Cerrado was 19% higher than the average annual estimate from GFASv1.3, and 112%, 51%, and 5% lower than the annual average estimate from QFEDv2.5r1, FEERv1.0-G1.2, and GFED4.1s, respectively.

Figure 4. (a) Annual total emission of $PM_{2.5}$ associated with fires in the Cerrado biome estimated from PREP-CHEM-SRC 1.8.3 (2002–2017 period), GFASv1.3 (2003–2016 period), QFEDv2.5r1 (2002–2017 period), FEERv1.0-G1.2 (2003–September/2015 period), and GFED4.1s (2002–2017 period; 2017 estimates are preliminary) and (b) Scatterplot between PREP-CHEM-SRC 1.8.3 annual estimates and the annual estimates of the global inventories.

The MCD12Q1 collection 5.1 dataset showed that six land cover categories accounted for approximately 97% of the Cerrado during the 2002–2013 period: savannas, woody savannas, cropland/natural vegetation mosaic, croplands, evergreen broadleaf forest, and grasslands. The savanna land cover contributed with 66% of the total $PM_{2.5}$ emissions that are associated with fires in the Cerrado obtained with PREP-CHEM-SRC 1.8.3, an average of more than 0.7 Tg year^{-1} (Figure 5a). Woody savannas and evergreen broadleaf forest land covers accounted for 9% and 7.3% of the total $PM_{2.5}$ fire emissions in the Cerrado, respectively. The predominance of the emissions in the savanna land cover was expected, since 67% of the Cerrado is composed of this land cover category.

Figure 5 (a) Annual average emission of PM_{2.5} associated with fires in the major land cover categories of the Cerrado biome and (b) Annual average emission of PM_{2.5} associated with fires per active fire detected in the major land cover categories of the Cerrado. Estimates were obtained using PREP-CHEM-SRC 1.8.3 and considered the 2002–2017 period. Error bars represent the standard deviation.

Active fires occurring in the evergreen broadleaf land cover emitted, on average, more PM_{2.5} than active fires occurring in the savanna land cover (0.0000116 Tg per active fire and 0.0000069 Tg per active fire, respectively) or any other land cover of the Cerrado (Figure 5b). MODIS sensors detected 2,333,853 active fires in the Cerrado during the 2002–2017 period, with 70% of them occurring in the savanna land cover (see Table S1 in the Supplementary Materials).

On average, each 0.1° grid cell of the Cerrado emitted 0.5 Mg km⁻² year⁻¹ of PM_{2.5} that is associated with fires during the 2002–2017 period (Figure 6); however, a single grid cell reached an average of up to 16.6 Mg km⁻² year⁻¹. These higher estimates were mostly concentrated in the northern region of

this biome, which is the current agricultural expansion frontier in the Cerrado [50], and they are highlighted in the Maranhão state (MA in Figure 6). The transitional areas between the Cerrado and Amazon biomes, where LULC changes are common, also showed high estimates, especially in the Maranhão, Tocantins, and Mato Grosso states (MA, TO, and MT in Figure 6).

Figure 6. Spatial distribution of the annual average $PM_{2.5}$ associated with fires in the Cerrado biome during the 2002–2017 period based on PREP-CHEM-SRC 1.8.3 estimates. Gray pixels presented zero $PM_{2.5}$ emission associated with fires during the entire 2002–2017 period.

When considering the entire Cerrado, the resulting average slope from the 10,000 bootstrap iterations for the annual total emission of $PM_{2.5}$ associated with fires estimated while using PREP-CHEM-SRC 1.8.3 during the 2002–2017 period found a decreasing trend of $-19,267 \text{ Mg year}^{-1}$. This value is within the 10th and 90th percentiles ($-39,221 \text{ Mg year}^{-1}$ and $5,690 \text{ Mg year}^{-1}$, respectively) and it corresponds to -1.78% of the average emission of $1.08 \text{ Tg year}^{-1}$. Trends per grid cell in the Cerrado ranged from $-1.49 \text{ Mg km}^{-2} \text{ year}^{-1}$ to $1.17 \text{ Mg km}^{-2} \text{ year}^{-1}$, with all of the grid cells trend values being inserted within the 10th and 90th percentiles (see Figure S1 and Table S2 in the Supplementary Materials). These values represent that the trend with respect to the average $PM_{2.5}$ fire emissions for the 2002–2017 period ranged $\pm 35\%$ (Figure 7). 58.5% of the grid cells presenting non-zero emission during the 2002–2017 period showed a negative trend, while 41.5% of them showed a positive trend.

Figure 7. Annual trend (%) calculated as the average slope from the 10,000 bootstrap iterations with respect to the average PM_{2.5} fire emissions in the Cerrado biome. Annual trend is based on PREP-CHEM-SRC 1.8.3 estimates when considering the 2002–2017 period. Gray pixels presented zero PM_{2.5} emission associated with fires during the entire 2002–2017 period.

4. Discussion

4.1. Characterization of PM_{2.5} Fire Emissions in the Cerrado

Regarding the inter-annual variability of PM_{2.5} fire emissions, we found that the pattern for South America (Figure 2) is very similar to the one that was found by [51] for CO during the 2006–2010 period, with highest values for 2007 and 2010, and lowest in 2009. The work of [51] associated the pattern that was found for South America mostly with climate conditions, such as drought, however, the authors highlighted that social-economic factors and the associated deforestation may also act as drivers of CO fire emissions in this continent. Brazilian emissions corresponded to 59% of the South American emissions during the 2002–2017 period, similar to the result of [40], who found that, during the 2003–2015 period, 60% of the PM_{2.5} fire emissions occurring in South America were originated in the Brazilian territory.

The biome-scale characterization of $PM_{2.5}$ emissions associated with fires in the Cerrado shows an inter-annual pattern that is similar to the ones found for South America and Brazil. However, it is possible to observe that 2004 presented the highest annual total emissions in South America and Brazil, but not in the Cerrado. In this year, when precipitation was below average for South America and Brazil, there was average precipitation in this biome [25]. When considering the 2002–2015 time series, 2007, 2010, and 2012 were the years with less precipitation in the Cerrado [25], and they corresponded with the highest annual total emissions of $PM_{2.5}$ associated with fires, especially 2010, since the average precipitation for the dry season of this year in the Cerrado was 32% below the dry season average precipitation and, consequently, caused an increased number of active fires and the associated emissions. The total of $PM_{2.5}$ fire emissions in the Cerrado during September 2010 (0.79 Tg) was higher than the total emissions for the entire years of 2006, 2009, and 2013. The year 2017 emitted 1.05 Tg of $PM_{2.5}$ associated with fires, which is below the annual average emission for the 2002–2017 period in the Cerrado (1.08 Tg year⁻¹); however, megafires were detected in this biome. According to [52], 78% of the Chapada dos Veadeiros National Park and 85% of the Serra do Tombador National Reserve (504 km² and 74 km², respectively) were burned in 2017. On the other hand, other protected areas that have been promoting integrated fire management (IFM) techniques since 2014 exhibited no megafires, suggesting that such techniques may change the fire regime in the Cerrado. The work of [53] also found similar results, IFM techniques applied in three protected areas of the Cerrado led to reductions between 40% and 57% in late-dry season fires. This implies that managing the occurrence of fires instead of forbidding them completely may be the best option for this biome.

Intra-annually, the higher $PM_{2.5}$ emissions that are associated with fires in the Cerrado were concentrated in August and September (Figure 3b) and they are related to the end of the dry season, when the accumulated months of low precipitation enhance the probability of fires. During October, the beginning of the rainy season for most of the Cerrado, the relatively high average of 0.210 Tg month⁻¹ is mostly associated with the transition between the seasons, when the vegetation is stressed due to the dry months and there is a high occurrence of fires related to lightning [54]. The high average of $PM_{2.5}$ fire emissions in October may also be related to the meridional extension of the Cerrado and the influence of distinct regional precipitation phenomena, which may displace the dry season ahead in the year [25,55]. On the other hand, we must also consider the anthropogenic role in the seasonality of fires in the Cerrado, even when considering that climate seasonality is a crucial predictor of fire activity [56], which may impact the fire regime, as discussed above.

4.2. Comparison of PREP-CHEM-SRC 1.8.3 Estimates with the Global Inventories

When comparing $PM_{2.5}$ fire emissions that were estimated using PREP-CHEM-SRC 1.8.3 for the Cerrado with the global inventories, we observe closer inter-annual variability with QFEDv2.5r1, GFASv1.3, and FEERv1.0-G1.2 than with GFED4.1s, as shown in Figure 4. The GFED4.1s inventory has also shown a distinct pattern, emitting more $PM_{2.5}$ in 2004 than in 2005, as opposed to all other inventories, and always emitted more than PREP-CHEM-SRC 1.8.3 after 2013. In comparison with PREP-CHEM-SRC 1.8.3, GFED4.1s also emitted more $PM_{2.5}$ associated with fires in the three years presenting higher emission in the Cerrado (2007, 2010, and 2012). Such a result may be related to the fact that the burned area approach is better at capturing larger fires, more frequent during these years, and the significant uncertainty in the derived FRP values of intense fires, also more frequent during these years, as will be discussed below. It should also be mentioned that there are differences in the emission factors, in the coefficients of emission, and in the LULC data and the degradation process of this LULC data used in each inventory analyzed, in addition to how emissions are estimated, especially when comparing PREP-CHEM-SRC 1.8.3 to QFEDv2.5r1 and FEERv1.0-G1.2, since these two global inventories use MODIS aerosol optical depth (AOD) to constrain the estimate of emissions. The work of [46] performed simulations of the atmospheric aerosol distribution for cases with and without the assimilation of MODIS AOD and found that the global estimates of PM associated with fires must be increased by a factor of 2–4 in order to reproduce the distribution of black carbon and organic matter. PREP-CHEM-SRC 1.8.3, GFASv1.3, and GFED4.1s do not use MODIS AOD to constrain the estimate of the emissions. Moreover, QFEDv2.5r1 aggregates the land cover categories

from IGBP into only three land cover categories (tropical forest, extra-tropical forest, and savanna and grassland) [47], as opposed to PREP-CHEM-SRC 1.8.3 and the other global inventories (see Table S3 in the Supplementary Materials), and the scaling of aerosol global emissions for the three land cover categories might result in regional biases.

It should also be noted that remote sensors have several difficulties in estimating FRP associated to the active fires detected that can potentially impact the final estimate of fire emissions that were obtained from PREP-CHEM-SRC 1.8.3, GFASv1.3, QFEDv2.5r1, and FEERv1.0-G1.2: (i) fires typically are not occurring over the entire area of a pixel, therefore smaller size fires are more difficult to be detected at coarser spatial resolutions, which suggests that a certain proportion of the smallest or less intense fires are not detected by the sensor; (ii) non detection of fires due to cloud cover and thick smoke; and, (iii) the reduced sensitivity of MODIS fire detection at off-nadir viewing angles [33,57,58]. Therefore, future efforts should assess the estimates of fire emissions that were obtained with PREP-CHEM-SRC 1.8.3, GFASv1.3, FEERv1.0-G1.2, QFEDv2.5r1, and GFEDv4.1s in the Cerrado in order to establish which one presents the best performance. This assessment can be achieved, for example, by comparing these estimates with measurements that were obtained during observational experiments, e.g., the South American Biomass Burning Analysis (SAMBBA) experiment, which was considered as reference data in the works of [36,59].

4.3. *PM_{2.5} Fire Emissions and Land Cover*

Higher emissions of PM_{2.5} associated with fires were found in the Amazon biome, even though the Cerrado consists of most of the burned area in the Brazilian territory [21]. This can be related to the fact that the vegetation of the Amazon mostly consists of evergreen broadleaf forest land cover, which tends to emit more per active fire than the predominant land cover of the Cerrado biome (Figure 5b). These differences in the emissions that are associated with the different land covers are also observed from the emission factors, where the PM_{2.5} emission factor for tropical forest is commonly higher than the emission factor for savannas. In PREP-CHEM-SRC 1.8.3, the emission factor of PM_{2.5} that is used for fires occurring in the evergreen broadleaf forest land cover, which is aggregated into the tropical forest land cover, is 9.4 g of PM_{2.5} per kg of dry matter, while the emission factor for the savanna land cover is 4.0 g of PM_{2.5} per kg of dry matter (see Table S3 in the Supplementary Materials). One of the main improvements of PREP-CHEM-SRC 1.8.3 when compared to the previous versions of the tool is related to the revised and updated emission factors and the new coefficients of emission.

The quality of the land cover maps should also be considered as a potential source of uncertainty. Previous versions of PREP-CHEM-SRC used a single land cover map that is based on Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR) data from the year 2000; therefore, the new annual LULC data were an important improvement when considering the intense LULC change processes occurring across the entire South America continent. However, in the Cerrado, the MCD12Q1 collection 5.1 product estimated that more than 65% of this biome was composed of savannas in 2013, while the [60] mapping for the same year based on Landsat images found that approximately 55% of this biome was covered by natural areas, which comprises all savanna and forest formations. Therefore, the quality of the LULC data and the degradation process that is necessary to match the spatial resolution of the land cover with the emissions may have influenced the results found here, especially the ones that are observed in Figure 5. Moreover, fire location is also a potential source of errors on fire emissions estimate, since emission factors are based on the land cover. For example, when using MODIS data, [61] estimated that fire location errors have a net bias of 3% to 19% in fire emissions that occur in the Amazon basin.

As suggestions for the future versions of PREP-CHEM-SRC, we recommend the implementation of the recently released new version of the MCD12Q1 product (MCD12Q1 collection 6), which is expected to be more accurate than the version that is available in collection 5.1 and presents annual LULC data for the 2001–2016 period. For example, the original MCD12Q1 product from collection 5.1 estimated that 67.3% of the Cerrado was composed of savannas and 4% of grasslands in 2013, while the MCD12Q1 product from collection 6 estimated for the same year that 41% of the Cerrado was

composed of savannas and 38% corresponds to the grasslands land cover (see Figure S2 in the Supplementary Materials). The errors that are introduced by the degradation process could be minimized if the PREP-CHEM-SRC outputs were generated at a finer spatial resolution; however, the impact of the spatial resolution on the emissions estimate should be assessed, since the FRP estimated for each active fire detected is clustered, according to Equations 1 and 2. Therefore, a finer spatial resolution will have less active fires to be clustered for each grid cell and it may impact the final estimate of the emissions. Finally, the impact of the time interval that is defined in Equation 1 is also a potential source of uncertainty, since a shorter time interval would make all active fires individual fires while a longer one would include many active fires into a single burning event. The power law FRE estimation method proposed by [62] could be an interesting update in future versions of 3BEM_FRP.

4.4. Spatial Distribution and Trends in PM_{2.5} Fire Emissions

Spatially, the higher annual average of PM_{2.5} emission that is associated with fires was concentrated in the northern area of this biome and was related to the expansion of the agricultural frontier in the Cerrado. The expansion of agricultural crops, especially soybean, which has been expanding over the northern states of the Cerrado since the early 2000s [63], leads to the conversion of the natural vegetation into croplands with the use of fire to shift the land cover. According to [60], in 2013 the Maranhão, Tocantins, Piauí, and Bahia states (MA, TO, PI, and BA in Figure 6, respectively) presented the highest proportion of natural remnants in the Cerrado. On the other hand, a recently released study [64] showed that, during the 2001–2018 period, 17.24%, 16.19%, 16.16%, and 19.37% of the Cerrado area belonging, respectively, to the MA, TO, PI, and BA states were converted from natural land covers to other land covers, which implies that these four states lost proportionally more natural areas in the period. The Cerrado of the Mato Grosso state (MT in Figure 6), which also showed high annual averages of PM_{2.5} emissions that are associated with fires, lost 12.73% of natural areas in the 2001–2018 period [64]. One of the main causes of this conversion is the Soy Moratorium, an agreement signed by the major soybean traders for not purchasing soy grown in areas of the Brazilian Amazon deforested after July 2006. This has led to the expansion of soy plantations over the Cerrado, especially in the MATOPIBA region (boundary of the MA, TO, PI, and BA states), where nearly 40% of the total soy expansion during the 2007–2013 period occurred over natural areas [65]. It should also be noted that the high annual average of PM_{2.5} fire emissions in the border between the Cerrado and Amazon biomes (western areas of the MT, TO, and MA states in Figure 6) is related to the frequent occurrence of the evergreen broadleaf land cover, which, as described above, tends to emit more PM_{2.5} than the savanna land cover. These grid cells of higher annual average emission also presented a higher standard deviation (up to 17.38 Mg km⁻² year⁻¹) and most of them presented non-zero PM_{2.5} fire emission in at least 14 of the 16 years analyzed (see Figure S3 in the Supplementary Materials). When considering the entire Cerrado, 69.3% of the grid cells presented non-zero emission in ten or more years, while 31% of them presented non-zero emission in fifteen or sixteen years.

As opposed to the northern region of this biome, the southern region presented lower annual averages, which is explained by the fact that the expansion of agriculture and associated settlements in the Cerrado began in the 1970s over the southern states; therefore, the use of fire to convert the natural land cover in this region of the Cerrado is unusual nowadays. Fire occurrence in the southern portion of this biome is primarily related to agricultural purposes, such as pest control. Consequently, the annual averages in this portion of the biome did not show high standard deviations and most of the grid cells presented up to eight years of non-zero PM_{2.5} fire emissions (see Figure S3b in the Supplementary Materials). The exception in the southern Cerrado is the state of São Paulo (SP in Figure 6), especially the northern portions of the state, where most of the sugarcane cultivation areas in Brazil concentrate [66] and where the higher annual averages of PM_{2.5} are related to pre-harvest burning.

The grid cell analysis of the trends found positive or negative local trends across this biome despite the negative trend in PM_{2.5} fire emissions for the entire Cerrado. Such results agree with [26], who observed regions with positive trends in burned area despite the global decline in burned area

and highlighted the need for spatial analysis in fire trends studies. The works of [27,29] associated the decrease in global fire emissions with the fragmentation of the landscape and LULC changes, fire suppression, and increases in population density. Another factor that may impact the estimate and the presence of negative trends in fire emissions is the smaller fire size that is caused by the fragmentation of the landscape, which imposes difficulties for fire detection by the MODIS sensors in many areas of the globe, such as the Cerrado [23]. Still, the decreasing rate of deforestation in the Cerrado as a whole since 2004 [64] was expected to directly contribute to the negative trend in $PM_{2.5}$ fire emissions for the entire biome. In agreement with the decrease in the deforestation rate, [31] found that in areas of well-established crop production of the Cerrado the conversion of areas into cropland declined during the 2003–2013 period. It should also be mentioned the potential of the previously mentioned IFM techniques in reducing fire emissions that occur in the Cerrado as a whole, since, according to [67], such techniques may potentially reduce fire emissions in South America by 15%.

Locally, we can see increasing or decreasing trends of up to $\pm 35\%$ with respect to the average $PM_{2.5}$ fire emissions in the Cerrado (Figure 7). This is in agreement with [29], who found that fire emission trends are spatially heterogeneous. Such trends in the Cerrado are related to when the land cover was shifted: areas where the LULC changes are older showed no variation or decreasing trends, while the recently converted areas showed increasing trends. The states of MA, TO, and PI, which showed larger positive trends (red grid cells in Figure 7), presented stable or increasing deforestation rates after 2009 [64]. We can also see positive trends in the Minas Gerais and Goiás states (MG and GO in Figure 7), located in the southern region of this biome. Such increases in these areas may be related to the low number of non-zero fire years (see Figure S3b in the Supplementary Materials), which directly influence the estimated trends. Additionally, the occurrence of sparse data, that is, grid cells where there were only a couple years with non-zero fire emissions, should be minimized if a coarser spatial resolution was used, such as in the studies of [27,29]. Finally, the relatively short time series when compared to other studies that have analyzed the trends in fire emissions (16 years, while the studies of [27,29] used a time series of 163 years and 310 years, respectively) may also influence the estimated trends.

The comparison of trends in $PM_{2.5}$ fire emissions obtained while using PREP-CHEM-SRC 1.8.3 (Figures 7 and S1) with the trends that were obtained from the global inventories is shown in Figures S4 to S8, and in Table S2 in the Supplementary Materials. All of the grid cells trend values for all global inventories were also inserted within the 10th and 90th percentiles. We can see a variation in the highest and lowest values of annual trends, which agrees with the difference in the magnitude of the inventories (see Figure 4). The distinct time period that PREP-CHEM-SRC 1.8.3 and the global inventories provide estimates may also impact the results presented in Table S2. Nevertheless, the proportion of positive and negative trends found for all global inventories analyzed and the spatial distribution of the trends agreed with PREP-CHEM-SRC 1.8.3, even when considering the different spatial resolution and methods to estimate the emissions of GFED4.1s. Such results also show that PREP-CHEM-SRC 1.8.3 is in agreement with the global inventories, despite the differences in the magnitude between them. Finally, it should be mentioned that the trend analysis applied makes a linear assumption and produces conservative estimates. Monotonic but non-linear trends may not be captured by the analysis.

5. Conclusions

We used MODIS active fires data as inputs in the 3BEM_FRP subroutine implemented PREP-CHEM-SRC 1.8.3 with an aim of characterizing and comparing biome-scale and local-scale trends in $PM_{2.5}$ emissions that are associated with fires in the heterogeneous Brazilian Cerrado. Such a framework was able to characterize and define distinct patterns in the Cerrado and, therefore, may be applied in other study areas.

Regarding the annual averages and trends, values considering the entire Cerrado may hide some finer scale patterns. We have shown that the annual average $PM_{2.5}$ that is associated with fires and the average slope from the 10,000 bootstrap iterations with respect to the average $PM_{2.5}$ fire emissions

for the 2002–2017 varied widely across this biome. Therefore, the spatial analysis seems to be the most appropriate method for analyzing trends in this biome. Such analysis may even be used to support policy makers imposing burning restrictions in defined areas that are showing increasing trends, aiming for the reduction of emissions and their impacts on climate and human health.

The variation of the emissions with land cover emphasizes the need for coefficients of emission that are specific to the distinct land covers as well as updated emission factors to better represent the magnitude and variability of the emissions. The implementation of such improvements in PREP-CHEM-SRC 1.8.3 represent an important upgrade in the tool. Nevertheless, future efforts should be carried out for assessing the gains of the many improvements implemented in the latest version of the tool when compared to older versions, as well as assessing the results that were obtained using version 1.8.3 with global inventories, since the magnitude of the estimates varies widely between them.

The three years with higher annual total of PM_{2.5} fire emissions in this biome were characterized, according to the literature, by low precipitation, therefore drier conditions seem to enhance the probability of fire occurrence and associated emissions. Still, the recently applied IFM techniques in many protected areas of the Cerrado might potentially change the fire regime in this biome. Recent studies have shown that the burned area is reduced when using such techniques, whereby establishing a fire regime that is suitable for the ecosystem allows for the understanding that fires may have a positive or negative impact, depending on how they are implemented, and also help combating the idea that the total absence of fires is the best option for the functioning of the Cerrado biome. Therefore, there is also a need for quantifying the impact of IFM on the emissions that are associated with fires and the mitigation opportunity that they provide.

Supplementary Materials: The following are available online at www.mdpi.com/xxx/s1, Figure S1: (a) Average slope from the 10,000 bootstrap iterations, (b) Value of the 10th percentile, and (c) Value of the 90th percentile based on PREP-CHEM-SRC 1.8.3 annual PM_{2.5} fire emission estimates for the Cerrado biome considering the 2002–2017 period. Gray pixels presented zero PM_{2.5} emission associated with fires during the entire 2002–2017 period, Figure S2: Comparison of the Cerrado land use and land cover (LULC) maps for the year 2013 from (a) MCD12Q1 collection 5.1 and (b) MCD12Q1 collection 6. Both maps follow the International Geosphere-Biosphere Program (IGBP) classification scheme, Figure S3: (a) Standard deviation of the annual average PM_{2.5} associated with fires in the Cerrado biome and (b) Number of years presenting non-zero PM_{2.5} fire emissions in the Cerrado biome. Estimates were obtained using PREP-CHEM-SRC 1.8.3 and considered the 2002–2017 period. Gray pixels presented zero PM_{2.5} emission associated with fires during the entire 2002–2017 period, Figure S4: (a) Average slope from the 10,000 bootstrap iterations, (b) Value of the 10th percentile, and (c) Value of the 90th percentile based on FEERv1.0-G1.2 annual PM_{2.5} fire emission estimates for the Cerrado biome considering the 2003–September/2015 period. Gray pixels presented zero PM_{2.5} emission associated with fires during the entire 2003–September/2015 period, Figure S5: (a) Average slope from the 10,000 bootstrap iterations, (b) Value of the 10th percentile, and (c) Value of the 90th percentile based on QFEDv2.5r1 annual PM_{2.5} fire emission estimates for the Cerrado biome considering the 2002–2017 period. Gray pixels presented zero PM_{2.5} emission associated with fires during the entire 2002–2017 period, Figure S6: (a) Average slope from the 10,000 bootstrap iterations, (b) Value of the 10th percentile, and (c) Value of the 90th percentile based on GFASv1.3 annual PM_{2.5} fire emission estimates for the Cerrado biome considering the 2003–2016 period. Gray pixels presented zero PM_{2.5} emission associated with fires during the entire 2003–2016 period, Figure S7: (a) Average slope from the 10,000 bootstrap iterations, (b) Value of the 10th percentile, and (c) Value of the 90th percentile based on GFED4.1s annual PM_{2.5} fire emission estimates for the Cerrado biome considering the 2002–2017 period (2017 estimates are preliminary). Gray pixels presented zero PM_{2.5} emission associated with fires during the entire 2002–2017 period (2017 estimates are preliminary), Figure S8: Annual trend (%) calculated as the average slope from the 10,000 bootstrap iterations with respect to the average PM_{2.5} fire emissions in the Cerrado biome based on (a) FEERv1.0-G1.2 (2003–September/2015 period), (b) QFEDv2.5r1 (2002–2017 period), (c) GFASv1.3 (2003–2016 period), and (d) GFED4.1s (2002–2017 period; 2017 estimates are preliminary) estimates. Gray pixels presented zero PM_{2.5} emission associated with fires, Table S1: Total of PM_{2.5} emitted and active fires per land cover, average PM_{2.5} emitted and standard deviation per land cover for the Cerrado considering the 2002–2017 period. Estimates were obtained using PREP-CHEM-SRC 1.8.3, Table S2: Lowest and highest values of PM_{2.5} fire emissions annual trends, and percentage of positive trends and negative trends in the Cerrado biome for PREP-CHEM-SRC 1.8.3

(2002–2017 period), FEERv1.0-G1.2 (2003–September/2015 period), QFEDv2.5r1 (2002–2017 period), GFASv1.3 (2003–2016 period), and GFED4.1s (2002–2017 period; 2017 estimates are preliminary) estimates. Trends were calculated as the average slope from the bootstrap 10,000 iterations, Table S3: Fine particulate matter (PM_{2.5}) emission factors used in the previous versions of PREP-CHEM-SRC, PREP-CHEM-SRC 1.8.3, GFAS, QFED, FEER, and GFED.

Author Contributions: G.A.V.M., G.P., and M.E.S.S. designed the research. G.A.V.M., G.P., and G.B. processed the data. Results were analyzed, and the manuscript was written and prepared by G.A.V.M., G.P., M.E.S.S., D.A.F., N.A.B., G.D.O., and F.S.C.

Funding: This research was funded by National Counsel of Technological and Scientific Development (CNPq) grant numbers 162896/2015-0, 441934/2018-8, and 370366/2019-0, São Paulo Research Foundation (FAPESP) grant numbers 2017/09308-9, 2015/01389-4, 2016/10137-1, and 2017/21164-2, and Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES) grant number 6123/2015-05.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

- Forster, P.; Ramaswamy, V.; Artaxo, P.; Bernsten, T.; Betts, R.; Fahey, D.; Haywood, J.; Lean, J.; Lowe, D.; Myhre, G.; et al. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*; Miller, H.L., Ed.; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2007.
- Van der Werf, G.R.; Randerson, J.T.; Giglio, L.; Collatz, G.J.; Mu, M.; Kasibhatla, P.S.; Morton, D.C.; DeFries, R.S.; Jin, Y.; van Leeuwen, T.T. Global fire emissions and the contribution of deforestation, savanna, forest, agricultural, and peat fires (1997–2009). *Atmos. Chem. Phys.* **2010**, *10*, 11707–11735, doi:10.5194/acp-10-11707-2010.
- Van der Werf, G.R.; Randerson, J.T.; Giglio, L.; van Leeuwen, T.T.; Chen, Y.; Rogers, B.M.; Mu, M.; van Marle, M.J.E.; Morton, D.C.; Collatz, G.J.; et al. Global fire emissions estimates during 1997–2016. *Earth Syst. Sci. Data* **2017**, *9*, 697–720, doi:10.5194/essd-9-697-2017.
- Freitas, S.R.; Longo, K.M.; Silva Dias, M.A.F.; Chatfield, R.; Silva Dias, P.; Artaxo, P.; Andreae, M.O.; Grell, G.; Rodrigues, L.F.; Fazenda, A.; et al. The Coupled Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System (CATT-BRAMS)—Part 1: Model description and evaluation. *Atmos. Chem. Phys.* **2009**, *9*, 2843–2861, doi:10.5194/acp-9-2843-2009.
- Bossoli, E.; Tombrou, M.; Kalogiros, J.; Allan, J.; Bacak, A.; Bezantakos, S.; Biskos, G.; Coe, H.; Jones, B.T.; Kouvarakis, G.; et al. Atmospheric composition in the Eastern Mediterranean: Influence of biomass burning during summertime using the WRF-Chem model. *Atmos. Environ.* **2016**, *132*, 317–331, doi:10.1016/j.atmosenv.2016.03.011.
- Longo, K.M.; Freitas, S.R.; Andreae, M.O.; Setzer, A.; Prins, E.; Artaxo, P. The Coupled Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System (CATT-BRAMS)—Part 2: Model sensitivity to the biomass burning inventories. *Atmos. Chem. Phys.* **2010**, *10*, 5785–5795, doi:10.5194/acp-10-5785-2010.
- Chen, J.; Li, C.; Ristovski, Z.; Milic, A.; Gu, Y.; Islam, M.S.; Wang, S.; Hao, J.; Zhang, H.; He, C.; et al. A review of biomass burning: Emissions and impacts on air quality, health and climate in China. *Sci. Total Environ.* **2017**, *579*, 1000–1034, doi:10.1016/j.scitotenv.2016.11.025.
- Johnston, F.H.; Henderson, S.B.; Chen, Y.; Randerson, J.T.; Marlier, M.; Defries, R.S.; Kinney, P.; Bowman, D.M.; Brauer, M. Estimated global mortality attributable to smoke from landscape fires. *Environ. Health Perspect.* **2012**, *120*, 695–701, doi:10.1289/ehp.1104422.
- De Oliveira Alves, N.; Vessoni, A.T.; Quinet, A.; Fortunato, R.S.; Kajitani, G.S.; Peixoto, M.S.; Hacon, S.S.; Artaxo, P.; Saldiva, P.; Menck, C.F.M.; et al. Biomass burning in the Amazon region causes DNA damage and cell death in human lung cells. *Sci. Rep.* **2017**, *7*, 10937, doi:10.1038/s41598-017-11024-3.
- Wu, L.; Su, H.; Jiang, J.H. Regional simulations of deep convection and biomass burning over South America: Biomass burning aerosol effects on clouds and precipitation. *J. Geophys. Res.* **2011**, *116*, doi:10.1029/2011jd016106.
- Ichoku, C.; Ellison, L.T.; Willmot, K.E.; Matsui, T.; Dezfali, A.K.; Gatebe, C.K.; Wang, J.; Wilcox, E.M.; Lee, J.; Adegoke, J.; et al. Biomass burning, land-cover change, and the hydrological cycle in Northern sub-Saharan Africa. *Environ. Res. Lett.* **2016**, *11*, 095005, doi:10.1088/1748-9326/11/9/095005.

12. De Sales, F.; Okin, G.S.; Xue, Y.; Dintwe, K. On the effects of wildfires on precipitation in Southern Africa. *Clim. Dyn.* **2018**, *52*, 951–967, doi:10.1007/s00382-018-4174-7.
13. Lin, C.Y.; Zhao, C.; Liu, X.; Lin, N.H.; Chen, W.N. Modelling of long-range transport of Southeast Asia biomass burning aerosols to Taiwan and their radiative forcings over East Asia. *Tellus B Chem. Phys. Meteorol.* **2014**, *66*, 23733, doi:10.3402/tellusb.v66.23733.
14. Beringer, J.; Hutley, L.B.; Tapper, N.J.; Coutts, A.; Kerley, A.; O'Grady, A.P. Fire impacts on surface heat, moisture and carbon fluxes from a tropical savanna in northern Australia. *Int. J. Wildland Fire* **2003**, *12*, 333–340, doi:10.1071/wf03023.
15. National Research Council Committee on Air Quality Management in the United States. *Air Quality Management in the United States*; National Academies Press: Washington, DC, USA, 2004.
16. Van der Werf, G.R.; Randerson, J.T.; Giglio, L.; Gobron, N.; Dolman, A.J. Climate controls on the variability of fires in the tropics and subtropics. *Glob. Biogeochem. Cycles* **2008**, *22*, doi:10.1029/2007gb003122.
17. Archibald, S.; Staver, A.C.; Levin, S.A. Evolution of human-driven fire regimes in Africa. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **2012**, *109*, 847–852, doi:10.1073/pnas.1118648109.
18. Knorr, W.; Jiang, L.; Arneth, A. Climate, CO₂ and human population impacts on global wildfire emissions. *Biogeosciences* **2016**, *13*, 267–282, doi:10.5194/bg-13-267-2016.
19. Pivello, V.R. The Use of Fire in the Cerrado and Amazonian Rainforests of Brazil: Past and Present. *Fire Ecol.* **2011**, *7*, 24–39, doi:10.4996/fireecology.0701024.
20. Arruda, F.V.D.; Sousa, D.G.D.; Teresa, F.B.; Prado, V.H.M.D.; Cunha, H.F.D.; Izzo, T.J. Trends and gaps of the scientific literature about the effects of fire on Brazilian Cerrado. *Biota Neotrop.* **2018**, *18*, doi:10.1590/1676-0611-bn-2017-0426.
21. Moreira de Araújo, F.; Ferreira, L.G.; Arantes, A.E. Distribution Patterns of Burned Areas in the Brazilian Biomes: An Analysis Based on Satellite Data for the 2002–2010 Period. *Remote Sens.* **2012**, *4*, 1929–1946, doi:10.3390/rs4071929.
22. Libonati, R.; DaCamara, C.; Setzer, A.; Morelli, F.; Melchiori, A. An Algorithm for Burned Area Detection in the Brazilian Cerrado Using 4 μ m MODIS Imagery. *Remote Sens.* **2015**, *7*, 15782–15803, doi:10.3390/rs71115782.
23. Araújo, F.M.D.; Ferreira, L.G. Satellite-based automated burned area detection: A performance assessment of the MODIS MCD45A1 in the Brazilian savanna. *Int. J. Appl. Earth Obs.* **2015**, *36*, 94–102, doi:10.1016/j.jag.2014.10.009.
24. Nogueira, J.; Rambal, S.; Barbosa, J.; Mouillot, F. Spatial Pattern of the Seasonal Drought/Burned Area Relationship across Brazilian Biomes: Sensitivity to Drought Metrics and Global Remote-Sensing Fire Products. *Climate* **2017**, *5*, 42, doi:10.3390/cli5020042.
25. Mataveli, G.A.V.; Silva, M.E.S.; Pereira, G.; da Silva Cardozo, F.; Kawakubo, F.S.; Bertani, G.; Costa, J.C.; de Cássia Ramos, R.; da Silva, V.V. Satellite observations for describing fire patterns and climate-related fire drivers in the Brazilian savannas. *Nat. Hazards Earth Sys.* **2018**, *18*, 125–144, doi:10.5194/nhess-18-125-2018.
26. Andela, N.; Morton, D.C.; Giglio, L.; Chen, Y.; van der Werf, G.R.; Kasibhatla, P.S.; DeFries, R.S.; Collatz, G.J.; Hantson, S.; Kloster, S.; et al. A human-driven decline in global burned area. *Science* **2017**, *356*, 1356–1362, doi:10.1126/science.1244108.
27. Arora, V.K.; Melton, J.R. Reduction in global area burned and wildfire emissions since 1930s enhances carbon uptake by land. *Nat. Commun.* **2018**, *9*, 1326, doi:10.1038/s41467-018-03838-0.
28. Earl, N.; Simmonds, I. Spatial and Temporal Variability and Trends in 2001–2016 Global Fire Activity. *J. Geophys. Res. Atmos.* **2018**, *123*, 2524–2536, doi:10.1002/2017jd027749.
29. Ward, D.S.; Shevliakova, E.; Malyshev, S.; Rabin, S. Trends and Variability of Global Fire Emissions Due To Historical Anthropogenic Activities. *Glob. Biogeochem. Cycles* **2018**, *32*, 122–142, doi:10.1002/2017gb005787.
30. Hantson, S.; Scheffer, M.; Pueyo, S.; Xu, C.; Lasslop, G.; van Nes, E.H.; Holmgren, M.; Mendelsohn, J. Rare, Intense, Big fires dominate the global tropics under drier conditions. *Sci. Rep.* **2017**, *7*, 14374, doi:10.1038/s41598-017-14654-9.
31. Noojipady, P.; Morton, C.D.; Macedo, N.M.; Victoria, C.D.; Huang, C.; Gibbs, K.H.; Bolfe, L.E. Forest carbon emissions from cropland expansion in the Brazilian Cerrado biome. *Environ. Res. Lett.* **2017**, *12*, 025004, doi:10.1088/1748-9326/aa5986.

32. Pereira, A.; Pereira, J.; Libonati, R.; Oom, D.; Setzer, A.; Morelli, F.; Machado-Silva, F.; de Carvalho, L. Burned Area Mapping in the Brazilian Savanna Using a One-Class Support Vector Machine Trained by Active Fires. *Remote Sens.* **2017**, *9*, 1161, doi:10.3390/rs9111161.
33. Wooster, M.J.; Roberts, G.; Perry, G.L.W.; Kaufman, Y.J. Retrieval of biomass combustion rates and totals from fire radiative power observations: FRP derivation and calibration relationships between biomass consumption and fire radiative energy release. *J. Geophys. Res.* **2005**, *110*, doi:10.1029/2005jd006318.
34. Cardozo, F.S.; Pereira, G.; Mataveli, G.A.V.; Shimabukuro, Y.E.; Moraes, E.C. Avaliação dos modelos de emissão 3BEM e 3BEM_FRP no estado de Rondônia. *Rev. Bras. Cart.* **2015**, *67*, 1247–1264.
35. Roberts, G.; Wooster, M.J.; Perry, G.L.W.; Drake, N.; Rebelo, L.M.; Dipotso, F. Retrieval of biomass combustion rates and totals from fire radiative power observations: Application to southern Africa using geostationary SEVIRI imagery. *J. Geophys. Res.* **2005**, *110*, doi:10.1029/2005jd006018.
36. Pereira, G.; Siqueira, R.; Rosário, N.E.; Longo, K.L.; Freitas, S.R.; Cardozo, F.S.; Kaiser, J.W.; Wooster, M.J. Assessment of fire emission inventories during the South American Biomass Burning Analysis (SAMBA) experiment. *Atmos. Chem. Phys.* **2016**, *16*, 6961–6975, doi:10.5194/acp-16-6961-2016.
37. Giglio, L.; Schroeder, W.; Justice, C.O. The collection 6 MODIS active fire detection algorithm and fire products. *Remote Sens. Environ.* **2016**, *178*, 31–41, doi:10.1016/j.rse.2016.02.054.
38. Freitas, S.R.; Panetta, J.; Longo, K.M.; Rodrigues, L.F.; Moreira, D.S.; Rosário, N.E.; Silva Dias, P.L.; Silva Dias, M.A.F.; Souza, E.P.; Freitas, E.D.; et al. The Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System (BRAMS 5.2): An integrated environmental model tuned for tropical areas. *Geosci. Model Dev.* **2017**, *10*, 189–222, doi:10.5194/gmd-10-189-2017.
39. Freitas, S.R.; Longo, K.M.; Alonso, M.F.; Pirre, M.; Marecal, V.; Grell, G.; Stockler, R.; Mello, R.F.; Sánchez Gacita, M. PREP-CHEM-SRC—1.0: A preprocessor of trace gas and aerosol emission fields for regional and global atmospheric chemistry models. *Geosci. Model Dev.* **2011**, *4*, 419–433, doi:10.5194/gmd-4-419-2011.
40. Santos, P.R. Desenvolvimento e Implementação do Ciclo Diário da Queima de Biomassa no PREP-CHEM-SRC: Análise dos Inventários de Emissões de Aerossóis na América do Sul. Master's Thesis, National Institute for Space Research, São José dos Campos, Brazil, 2018.
41. IBGE. Brazilian Biomes. Available online: https://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm (accessed on 8 January 2019).
42. Durigan, G.; Ratter, J.A.; James, J. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. *J. Appl. Ecol.* **2016**, *53*, 11–15, doi:10.1111/1365-2664.12559.
43. Friedl, M.A.; Sulla-Menashe, D.; Tan, B.; Schneider, A.; Ramankutty, N.; Sibley, A.; Huang, X. MODIS Collection 5 global land cover: Algorithm refinements and characterization of new datasets. *Remote Sens. Environ.* **2010**, *114*, 168–182, doi:10.1016/j.rse.2009.08.016.
44. Grell, G.A.; Peckham, S.E.; Schmitz, R.; McKeen, S.A.; Frost, G.; Skamarock, W.C.; Eder, B. Fully coupled “online” chemistry within the WRF model. *Atmos. Environ.* **2005**, *39*, 6957–6975, doi:10.1016/j.atmosenv.2005.04.027.
45. Ichoku, C.; Ellison, L. Global top-down smoke-aerosol emissions estimation using satellite fire radiative power measurements. *Atmos. Chem. Phys.* **2014**, *14*, 6643–6667, doi:10.5194/acp-14-6643-2014.
46. Kaiser, J.W.; Heil, A.; Andreae, M.O.; Benedetti, A.; Chubarova, N.; Jones, L.; Morcrette, J.J.; Razinger, M.; Schultz, M.G.; Suttie, M.; et al. Biomass burning emissions estimated with a global fire assimilation system based on observed fire radiative power. *Biogeosciences* **2012**, *9*, 527–554, doi:10.5194/bg-9-527-2012.
47. Darmenov, A.S.; da Silva, A.M. *The Quick Fire Emissions Dataset (QFED): Documentation of Versions 2.1, 2.2 and 2.4*; National Aeronautics and Space Administration: Washington, DC, USA, 2015; p. 212.
48. Wilks, D.S. *Statistical Methods in the Atmospheric Sciences*, 2nd ed.; Elsevier: Oxford, UK, 2006.
49. Austin, K.G.; Schwantes, A.; Gu, Y.; Kasibhatla, P.S. What causes deforestation in Indonesia? *Environ. Res. Lett.* **2019**, *14*, 024007, doi:10.1088/1748-9326/aaf6db.
50. Feamside, P.M. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. *Environ. Conserv.* **2002**, *28*, doi:10.1017/s0376892901000030.
51. Hooghiemstra, P.B.; Krol, M.C.; van Leeuwen, T.T.; van der Werf, G.R.; Novelli, P.C.; Deeter, M.N.; Aben, I.; Röckmann, T. Interannual variability of carbon monoxide emission estimates over South America from 2006 to 2010. *J. Geophys. Res. Atmos.* **2012**, *117*, doi:10.1029/2012jd017758.
52. Fidelis, A.; Alvarado, S.; Barradas, A.; Pivello, V. The Year 2017: Megafires and Management in the Cerrado. *Fire* **2018**, *1*, 49, doi:10.3390/fire1030049.

53. Schmidt, I.B.; Moura, L.C.; Ferreira, M.C.; Eloy, L.; Sampaio, A.B.; Dias, P.A.; Berlinck, C.N.; Zenni, R. Fire management in the Brazilian savanna: First steps and the way forward. *J. Appl. Ecol.* **2018**, *55*, 2094–2101, doi:10.1111/1365-2664.13118.
54. Ramos-Neto, M.B.; Pivello, V.R. Lightning fires in a Brazilian savanna national park: Rethinking management strategies. *Environ. Manag.* **2000**, *26*, 675–684, doi:10.1007/s002670010124.
55. Kayano, M.T.; Andreoli, R.V. Clima da região Nordeste do Brasil. In *Tempo e Clima no Brasil*; Cavalcanti, I.A.F., Ferreira, N.J., Silva, M.G.A.J., Dias, M.A.F.S., Eds.; Oficina de Textos: São Paulo, Brazil, 2009; Volume 1, pp. 213–233.
56. Saha, M.V.; Scanlon, T.M.; D'Odorico, P. Climate seasonality as an essential predictor of global fire activity. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **2018**, *28*, 198–210, doi:10.1111/geb.12836.
57. Ichoku, C.; Kahn, R.; Chin, M. Satellite contributions to the quantitative characterization of biomass burning for climate modeling. *Atmos. Res.* **2012**, *111*, 1–28, doi:10.1016/j.atmosres.2012.03.007.
58. Wang, J.; Yue, Y.; Wang, Y.; Ichoku, C.; Ellison, L.; Zeng, J. Mitigating Satellite-Based Fire Sampling Limitations in Deriving Biomass Burning Emission Rates: Application to WRF-Chem Model Over the Northern sub-Saharan African Region. *J. Geophys. Res. Atmos.* **2018**, *123*, 507–528, doi:10.1002/2017jd026840.
59. Darbyshire, E.; Morgan, W.T.; Allan, J.D.; Liu, D.; Flynn, M.J.; Dorsey, J.R.; O'shea, S.J.; Lowe, D.; Szpek, K.; Marengo, F.; et al. The vertical distribution of biomass burning pollution over tropical South America from aircraft in situ measurements during SAMBBA. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.* **2018**, 1–26, doi:10.5194/acp-2018-921.
60. INPE. TerraClass Cerrado Project: Mapping Land-Use and Land-Cover in the Cerrado. Available online: <http://www.dpi.inpe.br/tccerrado/> (accessed on 8 January 2019).
61. Hyer, E.J.; Reid, J.S. Baseline uncertainties in biomass burning emission models resulting from spatial error in satellite active fire location data. *Geophys. Res. Lett.* **2009**, *36*, doi:10.1029/2008gl036767.
62. Kumar, S.S.; Roy, D.P.; Boschetti, L.; Kremers, R. Exploiting the power law distribution properties of satellite fire radiative power retrievals: A method to estimate fire radiative energy and biomass burned from sparse satellite observations. *J. Geophys. Res.* **2011**, *116*, doi:10.1029/2011jd015676.
63. Spera, S.A.; Galford, G.L.; Coe, M.T.; Macedo, M.N.; Mustard, J.F. Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. *Glob. Chang. Biol.* **2016**, *22*, 3405–3413, doi:10.1111/gcb.13298.
64. INPE. Cerrado Monitoring Project. Available online: <http://www.obt.inpe.br/cerrado/> (accessed on 8 January 2019).
65. Gibbs, H.K.; Rausch, L.; Munger, J.; Schelly, I.; Morton, D.C.; Noojipady, P.; Soares-Filho, B.; Barreto, P.; Micol, L.; Walker, N.F. Environment and development. Brazil's Soy Moratorium. *Science* **2015**, *347*, 377–378, doi:10.1126/science.aaa0181.
66. Rudorff, B.F.T.; Aguiar, D.A.; Silva, W.F.; Sugawara, L.M.; Adami, M.; Moreira, M.A. Studies on the Rapid Expansion of Sugarcane for Ethanol Production in São Paulo State (Brazil) Using Landsat Data. *Remote Sens.* **2010**, *2*, 1057–1076, doi:10.3390/rs2041057.
67. Lipsett-Moore, G.J.; Wolff, N.H.; Game, E.T. Emissions mitigation opportunities for savanna countries from early dry season fire management. *Nat. Commun.* **2018**, *9*, 2247, doi:10.1038/s41467-018-04687-7.

APÊNDICE C – Materiais Suplementares do Artigo Aceito para Publicação na Revista *Remote Sensing*

remote sensing

1 Article

2 **Characterization and trends of fine particulate matter**
3 **(PM_{2.5}) fire emissions in the Brazilian Cerrado during**
4 **2002-2017**

5 Supplementary Materials

6
7 **Figure S1. (a) Average slope from the 10,000 bootstrap iterations, (b) Value of the 10th percentile, and (c) Value**
8 **of the 90th percentile based on PREP-CHEM-SRC 1.8.3 annual PM_{2.5} fire emission estimates for the Cerrado**
9 **biome considering the 2002-2017 period. Gray pixels presented zero PM_{2.5} emission associated with fires during**
10 **the entire 2002-2017 period.**

Figure S2. Comparison of the Cerrado land use and land cover (LULC) maps for the year 2013 from (a) MCD12Q1 collection 5.1 and (b) MCD12Q1 collection 6. Both maps follow the International Geosphere-Biosphere Program (IGBP) classification scheme.

Figure S3. (a) Standard deviation of the annual average PM_{2.5} associated with fires in the Cerrado biome and (b) Number of years presenting non-zero PM_{2.5} fire emissions in the Cerrado biome. Estimates were obtained using PREP-CHEM-SRC 1.8.3 and considered the 2002-2017 period. Gray pixels presented zero PM_{2.5} emission associated with fires during the entire 2002-2017 period.

Figure 54. (a) Average slope from the 10,000 bootstrap iterations, (b) Value of the 10th percentile, and (c) Value of the 90th percentile based on FEERv1.0-G1.2 annual $PM_{2.5}$ fire emission estimates for the Cerrado biome considering the 2003–September/2015 period. Gray pixels presented zero $PM_{2.5}$ emission associated with fires during the entire 2003–September/2015 period.

Figure 55. (a) Average slope from the 10,000 bootstrap iterations, (b) Value of the 10th percentile, and (c) Value of the 90th percentile based on QFEDv2.5r1 annual PM_{2.5} fire emission estimates for the Cerrado biome considering the 2002–2017 period. Gray pixels presented zero PM_{2.5} emission associated with fires during the entire 2002–2017 period.

Figure S6. (a) Average slope from the 10,000 bootstrap iterations, (b) Value of the 10th percentile, and (c) Value of the 90th percentile based on GFASv1.3 annual PM_{2.5} fire emission estimates for the Cerrado biome considering the 2003–2016 period. Gray pixels presented zero PM_{2.5} emission associated with fires during the entire 2003–2016 period.

Figure S7. (a) Average slope from the 10,000 bootstrap iterations, (b) Value of the 10th percentile, and (c) Value of the 90th percentile based on GFED4.1s annual PM_{2.5} fire emission estimates for the Cerrado biome considering the 2002–2017 period (2017 estimates are preliminary). Gray pixels presented zero PM_{2.5} emission associated with fires during the entire 2002–2017 period (2017 estimates are preliminary).

Figure S8. Annual trend (%) calculated as the average slope from the 10,000 bootstrap iterations with respect to the average PM_{2.5} fire emissions in the Cerrado biome based on (a) FEERv1.0-G1.2 (2003-September/2015 period), (b) QFEDv2.5r1 (2002-2017 period), (c) GFASv1.3 (2003-2016 period), and (d) GFEDv4.1s (2002-2017 period; 2017 estimates are preliminary) estimates. Gray pixels presented zero PM_{2.5} emission associated with fires.

Table S1. Total of PM_{2.5} emitted and active fires per land cover, average PM_{2.5} emitted and standard deviation per land cover for the Cerrado considering the 2002–2017 period. Estimates were obtained using PREP-CHEM-SRC 1.8.3.

Land cover	Total PM _{2.5} Fire Emitted (Tg)	Total Active fires	Average PM _{2.5} Emitted (Tg active fire ⁻¹)
Evergreen Broadleaf forest	1.25	107,637	0.0000116
Woody savannas	1.52	222,477	0.0000068
Savannas	11.29	1,627,007	0.0000069
Grasslands	0.87	106,206	0.0000082
Croplands	0.69	90,564	0.0000076
Cropland/Natural vegetation mosaic	0.95	119,645	0.0000079
Other land covers	0.50	60,317	0.0000083

Table S2. Lowest and highest values of PM_{2.5} fire emissions annual trends, and percentage of positive trends and negative trends in the Cerrado biome for PREP-CHEM-SRC 1.8.3 (2002–2017 period), FEERv1.0–G1.2 (2003–September/2015 period), QFEDv2.5r1 (2002–2017 period), GFASv1.3 (2003–2016 period), and GFED4.1s (2002–2017 period; 2017 estimates are preliminary) estimates. Trends were calculated as the average slope from the bootstrap 10,000 iterations.

Inventory	Lowest	Highest	Positive trends (%)	Negative trends (%)
	Value (Mg km ⁻² year ⁻¹)	value (Mg km ⁻² year ⁻¹)		
PREP-CHEM-SRC 1.8.3	-1.49	1.17	41.5	58.5
FEERv1.0–G1.2	-7.37	1.78	40.7	59.3
QFEDv2.5r1	-4.19	3.82	42.5	57.5
GFASv1.3	-3.50	1.05	43.4	56.6
GFED4.1s	-0.96	1.12	40.9	59.1

113 Table S3. Fine particulate matter (PM_{2.5}) emission factors used in the previous versions of PREP-CHEM-SRC,
 114 PREP-CHEM-SRC 1.8.3, GFAS, QFED, FEER, and GFED.

PM _{2.5} Emission Factors (g kg ⁻¹)							
Land cover	PREP-CHEM-SRC (Previous Versions) ^a	PREP-CHEM-SRC 1.8.3 Global ^b	PREP-CHEM-SRC 1.8.3 South America ^b	GFAS ^c	QFED ^d	FEER ^e	GFED ^f
Tropical Forest	9.1	8.3	9.4	9.1	9.1	9.1	9.1
Extratropical Forest	13	15.7	15.7	13.8	13.0	13.8	15.3 ^g 12.9 ^h
Savanna / Grassland	4.9	7.5	4.0	4.9	5.4	4.9	7.2
Peat	-	-	-	9.1	-	9.1	9.1
Pasture / Croplands	4.9	7.5	4.0	8.3	-	8.3	6.3

^aReference: [1]

^bReferences: [2-4]

^cReference: [5]

^dReference: [6]

^eReference: [7]

^fReference: [8]

^gBoreal forest

^hTemperate forest

115
 116
 117
 118
 119
 120
 121
 122
 123
 124
 125
 126
 127
 128
 129
 130
 131
 132
 133
 134
 135
 136

References

1. Freitas, S.R.; Longo, K.M.; Alonso, M.F.; Pirre, M.; Marecal, V.; Grell, G.; Stockler, R.; Mello, R.F.; Sánchez Gácita, M. PREP-CHEM-SRC – 1.0: a preprocessor of trace gas and aerosol emission fields for regional and global atmospheric chemistry models. *Geosci. Model Dev.* **2011**, *4*, 419–433, doi:10.5194/gmd-4-419-2011.
2. Andreae, M.O.; Merlet, P. Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochem. Cy.* **2001**, *15*, 955–966, doi:10.1029/2000gb001382.
3. Yokelson, R.J.; Burling, I.R.; Gilman, J.B.; Warneke, C.; Stockwell, C.E.; de Gouw, J.; Akagi, S.K.; Urbanski, S.P.; Veres, P.; Roberts, J.M., et al. Coupling field and laboratory measurements to estimate the emission factors of identified and unidentified trace gases for prescribed fires. *Atmos. Chem. Phys.* **2013**, *13*, 89–116, doi:10.5194/acp-13-89-2013.
4. Andreae, M.O. (Max Planck Institute for Chemistry, Mainz, Germany). Personal communication. 2016.
5. Kaiser, J.W.; Heil, A.; Andreae, M.O.; Benedetti, A.; Chubarova, N.; Jones, L.; Morcrette, J.J.; Razinger, M.; Schultz, M.G.; Suttie, M., et al. Biomass burning emissions estimated with a global fire assimilation system based on observed fire radiative power. *Biogeosciences* **2012**, *9*, 527–554, doi:10.5194/bg-9-527-2012.
6. Darmenov, A.S., da Silva, A. M. *The Quick Fire Emissions Dataset (QFED): Documentation of Versions 2.1, 2.2 and 2.4*; National Aeronautics and Space Administration: 2015; p 212.
7. Ellison, L.; Ichoku, C. *FEER Coefficient of Emission (Ce) Product User Manual*; National Aeronautics and Space Administration: 2015; p 15.
8. van der Werf, G.R.; Randerson, J.T.; Giglio, L.; van Leeuwen, T.T.; Chen, Y.; Rogers, B.M.; Mu, M.; van Marle, M.J.E.; Morton, D.C.; Collatz, G.J., et al. Global fire emissions estimates during 1997–2016. *Earth Syst. Sci. Data* **2017**, *9*, 697–720, doi:10.5194/essd-9-697-2017.