

Daniel Borini Alves

Series multitemporales
Landsat/MODIS en el análisis de
áreas quemadas en ambientes de
sabana tropical de la Amazonia
Meridional brasileña

Departamento
Geografía y Ordenación del Territorio

Director/es
Pérez Cabello, Fernando

<http://zaguan.unizar.es/collection/Tesis>



Reconocimiento – NoComercial – SinObraDerivada (by-nc-nd): No se permite un uso comercial de la obra original ni la generación de obras derivadas.

© Universidad de Zaragoza
Servicio de Publicaciones

ISSN 2254-7606



Universidad
Zaragoza

Tesis Doctora

**SERIES MULTITEMPORALES
LANDSAT/MODIS EN EL ANÁLISIS DE
ÁREAS QUEMADAS EN AMBIENTES
DE SABANA TROPICAL DE LA
AMAZONIA MERIDIONAL BRASILEÑA**

Autor

Daniel Borini Alves

Director/es

Pérez Cabello, Fernando

UNIVERSIDAD DE ZARAGOZA
Geografía y Ordenación del Territorio

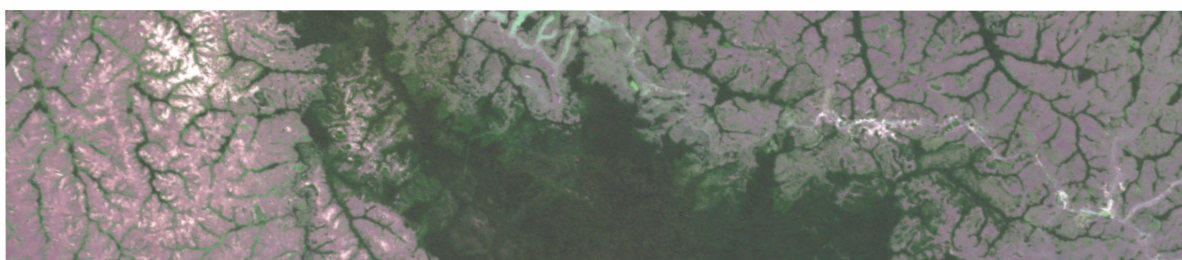
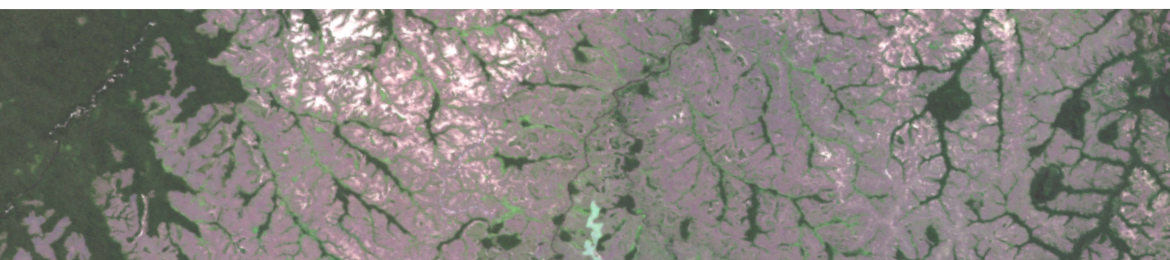
2018

Series multitemporales Landsat/MODIS en el análisis de áreas quemadas en ambientes de sabana tropical de la Amazonia Meridional brasileña

Patrones espacio-temporales y regeneración vegetal

Daniel Borini Alves

Director: Fernando Pérez Cabello



El autor de esta tesis doctoral contó para su realización con la financiación de la CAPES (Coordinación de Perfeccionamiento Personal de Nivel Superior), vinculada al Ministerio de Educación de Brasil (proceso N° 9540-13-0). La beca ha sido otorgada en el marco del Programa 'Ciencia Sin Fronteras', en la modalidad Doctorado Pleno, asignado al área prioritaria de proyectos que abordan 'Tecnologías para la prevención y mitigación de desastres naturales'.

Imagen portada: Landsat OLI del 04 de agosto de 2013, composición en color real (R-G-B/4-3-2), en transparencia. Cortesía del *United States Geological Survey* (USGS).

De acuerdo con la modalidad ofrecida por el Programa de Doctorado en Ordenación del Territorio y Medio Ambiente de la Universidad de Zaragoza, se presenta esta tesis doctoral como un compendio de publicaciones. Daniel Borini Alves figura como primer autor y responsable de todos y cada uno de los artículos publicados. A continuación, se detallan las referencias completas de los artículos que constituyen el cuerpo de la tesis:

I - **Alves, D.B.**, Pérez-Cabello, F., 2017. Multiple remote sensing data sources to assess spatio-temporal patterns of fire incidence over Campos Amazônicos Savanna Vegetation Enclave (Brazilian Amazon). *Science of the Total Environment* 601–602, 142–158. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.05.194.

Status: publicado online el 25 de mayo de 2017; *JCR Impact Factor (2017):* 4.610 (Q1, 'Environmental Sciences').

II - **Alves, D.B.**, Pérez-Cabello, F., Rodrigues Mimbbrero, M., Febrer-Martínez, M., 2018. Accuracy assessment of the latest generations of MODIS burned area products for mapping fire scars on a regional scale over Campos Amazônicos Savanna Enclave (Brazilian Amazon). *Journal of Applied Remote Sensing* 12, 1–21. doi:10.1117/1.JRS.12.026026.

Status: publicado online el 6 de junio de 2018; *JCR Impact Factor (2017):* 0.976 (Q4, 'Environmental Sciences'/'Remote Sensing'/'Imaging Science & Photographic Technologies').

III - **Alves, D.B.**, Montorio Llovería, R., Pérez-Cabello, F., Vlassova, L., 2018. Fusing Landsat and MODIS data to retrieve multispectral information from fire-affected areas over tropical savannah environments in the Brazilian Amazon. *International Journal of Remote Sensing* 39, 1–23. doi:10.1080/01431161.2018.1479790.

Status: publicado online el 19 de junio de 2018; *JCR Impact Factor (2017):* 1.782 (Q2, 'Imaging Science & Photographic Technologies'; Q3, 'Remote Sensing').

IV - **Alves, D.B.**, Pérez-Cabello, F., Cambraia, B.C., Bonadeu, F., Silveira, A.L.P., 2018. Análise multitemporal de áreas afetadas pelo fogo no enclave de cerrado do Parque Nacional dos Campos Amazônicos utilizando sensoriamento remoto e trabalho de campo. *Revista Geografia Ensino & Pesquisa* 22, e18, 1–24. doi:10.5902/2236499433584.

Status: publicado online el 29 de agosto de 2018; *JCR Impact Factor (2017):* NA.

Agradecimientos

A lo largo de los últimos años han sido muchas las personas que han contribuido o de alguna manera han participado en el desarrollo de esta tesis doctoral, a las que debo mis más sinceros agradecimientos.

En primer lugar, me gustaría agradecer a mi director Dr. Fernando Pérez Cabello, las aportaciones, los consejos, la paciencia y la serenidad de siempre, aceptando el reto de contribuir activamente con una tesis sobre un paisaje muy distinto a los ambientes mediterráneos.

Quisiera también extender mis agradecimientos a los demás docentes del Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, en particular a la Dr^a. Maite Echeverría, por su amable recibimiento cuando aún estudiaba las posibilidades de doctorado en España, y por posteriormente haberme puesto en contacto con el que sería mi director.

Del mismo modo, doy las gracias a mis compañeros del Laboratorio de Espectro-radiometría y Teledetección Ambiental (ERTALab): Antonio, Lidia, Olga, Marcos, Adrián, Darío y Estela; a 'los vecinos' Raquel, Aldo, Carlos, Gina, Junny, Dhais y Ricardo; y a los 'cafeteros' Dani Ballarín, Dani Mora y Xabi. Muchas gracias por vuestro compañerismo en el día a día.

Al otro lado del Atlántico me quedan muchas personas a las que agradecer también, principalmente al Jefe del Parque Nacional de los Campos Amazónicos, Bruno Cambraia, a los demás miembros del equipo de gestión del parque (Aline, Cleide, Rafaela y Ueslei), así como a toda la brigada de incendios del año 2016. Vuestro compromiso y profesionalidad serán siempre un ejemplo para mí.

Por fin, y no menos importante, agradecer a mi familia, que a pesar de no haber podido compartir desde cerca este camino, han estado siempre animándome a progresar; y especialmente a Julia, por el apoyo incondicional desde el principio al final de esta trayectoria.

¡Mis más sinceros agradecimientos a todos!

Índice

Capítulo 1. Introducción	19
1.1. La incidencia del fuego en las áreas de transición de las sabanas tropicales y la Amazonia	21
1.2. El uso de productos de teledetección en el análisis de áreas quemadas	24
1.3. Objetivos y estructura de la tesis	27
Capítulo 2. Materiales y métodos	31
2.1. Área de estudio	33
2.2. Materiales: obtención y pre-procesamiento	39
2.3. Procedimientos metodológicos	46
Capítulo 3. Patrones espacio-temporales de la incidencia del fuego en el enclave de sabana tropical de los Campos Amazônicos	61
Capítulo 4. Validación de las últimas generaciones de productos MODIS en la detección de áreas quemadas en ambientes de sabana tropical	99
Capítulo 5. Fusionado de imágenes Landsat y MODIS en la generación de información multiespectral de áreas afectadas por el fuego en ambientes de sabana tropical	125
Capítulo 6. Análisis multitemporal de áreas quemadas del enclave de sabana de los Campos Amazônicos utilizando productos de teledetección y trabajo de campo	153
Capítulo 7. Conclusiones y trabajos futuros	185
7.1. Principales conclusiones	187
7.2. Perspectivas y futuras líneas de trabajo	189
Referencias	197

Lista de Figuras

Figura 2.1. Localización del CASE en áreas de la Amazonia Meridional brasileña	33
Figura 2.2. Fotografías adquiridas en sobrevuelos sobre distintas áreas del CASE.....	35
Figura 2.3. Clasificación de las fitofisionomías presentes en las sabanas tropicales de Brasil	36
Figura 2.4. Distribución del porcentaje de Cobertura Vegetal Arbórea (CVA) por píxel en el CASE	37
Figura 2.5. Zonas afectadas por el fuego en el CASE en septiembre de 2015	38
Figura 2.6. Materiales utilizados en cada una de las principales etapas de la investigación.....	46
Figura 2.7. Ejemplo de la extracción de áreas quemadas mediante la serie Landsat....	48
Figura 2.8. Ejemplo de la identificación del período de sequía con la demarcación de los respectivos sub-períodos	50
Figura 2.9. Proceso de generación del Pareto boundary	55
Figura 3.1. Map of the study area	69
Figura 3.2. Methodology workflow	71
Figura 3.3. Annual mapping of burned areas in the CASE from 2000 to 2016	80
Figura 3.4. Total of burned areas (a) and number of annual fire occurrences (b) in the CASE between 2000 and 2016	82
Figura 3.5. Data distribution of all fires of up to 5000 ha (2000-2016) aggregated per burning seasons	83
Figura 3.6. Areas of different tree cover domain categories affected by fire annually....	84
Figura 3.7. Relation between total burned area (BA) and their respective subtotals by tree cover domain classes of all fires (2000-2016).....	85
Figura 3.8. Map of recurrence of burned areas in the CASE from 2000-2016.	86
Figura 3.9. Subtotals of the CASE fire recurrence map and his respective % of tree cover.....	87
Figura 3.A. Daily TRMM pluviometry data by year (2000-2016)	97
Figura 4.1. Map of the study area.....	105
Figura 4.2. Methodology workflow.....	107
Figura 4.3. Burned area individualization and season assignation using MCD64A1 v006 .	109
Figura 4.4. Total of fire-affected areas observed in the BA reference and in each MODIS BA product.....	111
Figura 4.5. Yearly/seasonally BA mapping in each MODIS BA product compared with the reference (2001-2008).	112

Figura 4.6. Yearly/seasonally BA mapping in each MODIS BA product compared with the reference (2009-2016).	113
Figura 4.7. Data distribution of the proportion of MODIS grid cells affected by fire in the BA reference.	115
Figura 4.8. Yearly assessment of Ce, Oe and DC values for each MODIS BA products.	116
Figura 4.9. Comparison of the performance of the BA products in the CASE fire detection, integrating all grid cells affected by fire from 2001-2016	117
Figura 5.1. Map of the study sites	130
Figura 5.2. Tree cover percentage per pixel in pre-fire conditions derived from Landsat Vegetation Continuous Field tree cover layer product.....	131
Figura 5.3. Methodology workflow.....	132
Figura 5.4. Available Landsat and MODIS images from CASE fire	133
Figura 5.5. Available Landsat and MODIS images from SCSE fire	134
Figura 5.6. Scatterplot comparisons between actual Landsat and blended Landsat values of surface reflectance for each spectral band at each study site.....	140
Figura 5.7. Actual Landsat and blended Landsat using MODIS GQA bands for CASE and SCSE fires.....	141
Figura 5.8. Comparison of immediately post-fire actual (IPost _a) and blended (IPost _b) values of multispectral indices.....	144
Figura 5.9. Fire severity maps (dNBR levels) derived from the Landsat immediate post-fire actual, Landsat immediately post-fire blended and Landsat post-fire images	145
Figura 5.A. Image differences (Landsat actual – Landsat blended).....	152
Figura 6.1. Area de estudio	158
Figura 6.2. Trayectorias de valores medios del índice espectral NDVI en áreas afectadas por el fuego en distintos períodos	166
Figura 6.3. Trayectorias de valores medios del índice espectral NBR en áreas afectadas por el fuego en distintos períodos	167
Figura 6.4. Comportamiento de las variables obtenidas en campo en parcelas de CV predominantemente herbácea, agrupadas de acuerdo con el tiempo sin quema	171
Figura 6.5. Parcelas de CV predominantemente herbácea afectadas por el fuego: a) quema reciente; b) 2 años antes (quema de 2014); c) 6 años antes (quema de 2010)	172
Figura 6.6. Visión general de los bosques de ribera donde se sitúan parcelas analizadas	173
Figura 6.A1. Origen de la composición de la serie temporal de índices vegetales.....	179
Figura 6.A2. Detalle sobre los grupos de análisis y sus respectivos estratos muestreados	179

Lista de Tablas

Tabla 1.1. Especificación de los objetivos específicos explorados en las publicaciones obtenidas.....	29
Tabla 2.1. Especificación de las bandas espectrales utilizadas de cada sensor Landsat 41	
Tabla 2.2. Especificación de los productos derivados de la serie MODIS utilizados.	43
Tabla 3.1. Characteristics of the multiple remote sensing data sources used	72
Tabla 3.2. Burned areas and number of fires by size categories	79
Tabla 3.3. Number of fires aggregated by season and size categories.....	82
Tabla 3.4. Subtotals of burned areas in different tree cover domains	84
Tabla 3.5. Results derived from one-way ANOVA test - relations between burning seasons and proportion of woody cover fire affected areas.....	85
Tabla 3.6. Tukey multiple comparisons of means - 95% family-wise confidence level	85
Tabla 3.7. Results derived from one-way ANOVA test - relations between fire recurrence categories and losses of woody cover	88
Tabla 3.A. Season start/end dates and duration of the periods.....	96
Tabla 4.1. Characteristics of the MODIS burned area products used.....	105
Tabla 4.2. Contingency table used to derive the accuracy assessment measures	109
Tabla 4.3. Accuracy assessment (Ce, Oe and DC) of each BA product of MODIS.....	116
Tabla 4.A1. Accuracy assessment of each BA product of MODIS by season	116
Tabla 4.A2. Accuracy assessment of each BA product of MODIS by year.....	116
Tabla 5.1. Correspondence between Landsat ETM+ sensor and Terra-MODIS bands.....	133
Tabla 5.2. Spectral indices assessed in this study.....	135
Tabla 5.3. Accuracy assessment of multispectral blended bands from CASE fire.....	139
Tabla 5.4. Accuracy assessment of multispectral blended bands from SCSE fire.....	139
Tabla 5.5. Accuracy assessment of the multispectral blended index for the two study sites...	142
Tabla 5.6. Confusion matrix assessment between classified dNBR levels of actual and blended Landsat.....	146
Tabla 6.1. Medidas asociadas en las trayectorias anuales de valores medios de NDVI y NBR, agrupadas de acuerdo con la distancia de la ocurrencia de la quema y clase de CVA....	170
Tabla 6.2. Valores medios de las variables obtenidas en parcelas de predomnio de cobertura vegetal arborea, subdivididas por tiempo sin quema	173
Tabla 6.3. Resultados analíticos de las muestras de suelo superficial (matéria orgánica y macronutrientes), en los distintos grupos y subgrupos analizados	175
Tabla A. Características de las publicaciones y especificación de la contribución del doctorando	219

Resumen

Globalmente, el fuego es uno de los principales elementos en la dinámica de los ecosistemas terrestres, siendo su seguimiento y análisis relevante para la comprensión de los procesos ecológicos e impactos humanos a diferentes escalas. En Brasil, las áreas más frecuentemente afectadas por el fuego se sitúan en las zonas de transición entre las sabanas tropicales y la Amazonia, vinculadas a fuerte influencia antrópica que altera los regímenes naturales de fuego.

La presente tesis tiene como objetivo analizar los patrones espacio-temporales y la dinámica de regeneración vegetal de áreas afectadas por el fuego en ambientes de sabana tropical de la Amazonia Meridional brasileña, centrando el análisis en un área que constituye el mayor enclave de sabana tropical del sur de la Amazonia, los Campos Amazônicos. Con este fin, se explora el uso de las series multitemporales derivadas de los sensores/satélites Landsat y MODIS, buscando combinar el potencial de cada serie en la generación y análisis de informaciones anuales/estacionales que contribuyan a la interpretación de la incidencia del fuego y sus repercusiones en la dinámica de estos paisajes.

La generación de una serie anual/estacional ha permitido cartografiar un total de 1.03 millones de hectáreas afectadas por el fuego en el área de estudio (prácticamente 2.5 veces su área total), en el período comprendido entre 2000 y 2016. Se ha identificado una fuerte influencia de la estacionalidad en los subtotales anuales, donde las cicatrices de fuego de los meses más extremos de sequía representan el 86% del total de área quemada y el 32% del número de incendios. Estos incendios afectan proporcionalmente más a las superficies de mayor densidad de vegetación leñosa, a diferencia de lo que sucede al principio o fuera del período de sequía.

La base multitemporal generada también ha sido utilizada como referencia para evaluar las últimas generaciones de los productos de área quemada de MODIS en ecosistemas de sabana tropical. Se han identificado las nuevas prestaciones del último producto (MCD64A1 v006), asociadas principalmente a la disminución significativa de los errores de omisión, al tiempo que se mantienen los bajos niveles de comisión ya logrados con las versiones anteriores.

Se comprueba que la fusión de imágenes Landsat y MODIS a través del método *Flexible Spatiotemporal Data Fusion* constituye una buena alternativa

para subsanar problemas de falta de información en series multitemporales de media/alta resolución espacial en ambientes de sabana tropical afectados por el fuego. La combinación de la serie multitemporal Landsat disponible y el uso del fusionado Landsat-MODIS ha permitido generar con éxito una serie de media/alta resolución espacial con ocho composiciones anuales, para el período de 2009-2016, en áreas del enclave de los Campos Amazônicos. El análisis de las trayectorias utilizando índices espectrales, muestra descensos abruptos de sus valores en respuesta a la acción del fuego. Estos efectos son perceptibles en las trayectorias durante los dos años siguientes al fuego; a partir del tercer año, los valores de los índices se asemejan a las condiciones pre-fuego. Estos resultados han sido verificados con datos de campo, a partir de los cuales también se ha podido cuantificar una mayor acumulación de biomasa seca en aquellas parcelas en las que ha transcurrido más tiempo sin ser afectadas por el fuego.

En definitiva, en el contexto de las series multitemporales de productos de teledetección de media/alta resolución espacial, se han aplicado metodologías y generado información que han permitido avanzar en el seguimiento de la incidencia del fuego en ambientes de sabana tropical de la Amazonia Meridional. Los resultados refuerzan, espacial y estadísticamente, importantes argumentos respecto a la estacionalidad de las quemadas en estos paisajes, así como permiten progresar en la comprensión del proceso de regeneración vegetal post-fuego en estas áreas.

Abstract

On a global scale, fire is one of the main factors in ecosystem dynamics, with monitoring and analysis being very important for understanding ecological processes and human impact at different scales. In Brazil, the areas most frequently affected by fire are located in the transition environments between tropical savannas and Amazon landscapes, due to strong anthropic influence on the alteration of natural fire regimes.

The objective of this thesis is to analyze the spatio-temporal patterns and dynamics of vegetation recovery in fire-affected areas in tropical savanna environments of the Brazilian Southern Amazon, focused on the Campos Amazônicos, an area that constitutes the largest enclave of this type in the southern Amazon. To this end, the use of multitemporal series derived from the Landsat and MODIS sensors/satellites is explored, seeking to combine the potential of each series to generate and analyze annual/seasonal information that contributes to interpreting fire incidence and its repercussions on the dynamics of these regions.

The generation of an annual/seasonal database allowed for 1.03 million hectares of burned areas to be mapped in the studied site (practically 2.5 times its total area) in the period between 2000 and 2016. A strong seasonal influence has been identified in the annual subtotals, where the most extreme drought months represent 86% of the total burned and 32% of the number of fire events. Surfaces with a higher density of tree cover during the middle of the dry season were more significantly fire-affected, compared to the early and out-of-dry season periods.

The multitemporal fire database generated has also been used as a reference to evaluate the accuracy of the latest generations of MODIS burned area products. The results validate the higher performance of the MCD64A1 v006 in comparison with its previous versions, presenting a clear improvement in terms of fewer omission errors, and maintaining the low levels of commission errors already achieved by the previous BA products.

The use of Landsat-MODIS image fusion through the Flexible Spatiotemporal Data Fusion method has been confirmed as a good alternative to overcome problems stemming from a lack of information on multitemporal series of medium/high spatial resolution over tropical savanna environments affected by fire. A combination of the available Landsat multitemporal series with fusion-

derived images has successfully generated a spectral indices series of medium/high spatial resolution with eight annual compositions for the period 2009-2016, in selected areas of the Campos Amazônicos Savanna Enclave. Analysis of the spectral indices trajectories showed that their values fell abruptly in response to immediate fire-effects. These repercussions remained apparent in the trajectories of the two years following the burning, not reaching those similar to the phenological variations observed in pre-fire conditions until three years later. These findings have been complemented with information obtained through field work, where a greater accumulation of dry fuel loads was quantified in plots with longer periods without fire, in comparison with recently fire-affected areas.

In summary, a set of methodological procedures has been presented, including the use of multi-temporal remote sensing series in the generation and analysis of medium/high spatial resolution information, providing insights into monitoring fire incidence in tropical savanna environments, and especially Amazonian savannas. The results reinforce, both spatially and statistically, important arguments regarding the seasonality of fires in these areas, as well as allowing progress in understanding the post-fire recovery process.

CAPÍTULO 1

Introducción

1.1. La incidencia del fuego en las áreas de transición de las sabanas tropicales y la Amazonia

El fuego es un elemento clave en la distribución y composición de los ecosistemas globales (Bond et al., 2005; Bowman et al., 2009; Pausas and Keeley, 2009) y su incidencia tiene múltiples efectos en la dinámica del paisaje, pudiendo ser benéfico o dañino, dependiendo de dónde, cuándo y cómo se producen estos fenómenos (Hardesty et al., 2005).

En las sabanas tropicales de América del Sur, registros paleovegetacionales y paleoclimáticos demuestran la presencia del fuego en distintos momentos desde hace 32,000 años previos al registro de asentamientos humanos (Ledru, 2002; Salgado-Labouriau and Ferraz-Vicentini, 1994), lo que confirma la influencia de los regímenes naturales de fuego en la formación de este conjunto de paisajes (denominados en Brasil como '*Cerrado*'). Se refiere al segundo mayor dominio morfoclimático y fitogeográfico nacional después de la Amazonia (Ab'Saber, 2003), ocupando aproximadamente 2 millones de km², siendo considerado como un hotspot de biodiversidad global (Cavalcanti and Joly, 2002).

En estos ambientes, los regímenes naturales de fuego están asociados principalmente a la ocurrencia de rayos (Ramos-Neto and Pivello, 2000), desempeñando un papel relevante en el ciclo de nutrientes y en la conservación de la diversidad y estructura de los hábitats (Coutinho, 1990; Miranda et al., 2009). Históricamente, el uso del fuego por el hombre no es considerado esencialmente negativo (Mistry et al., 2005; Pivello, 2011), pero el aumento exponencial de las actividades antrópicas está teniendo un impacto significativo en la modificación de los regímenes naturales de fuego, con importantes repercusiones en la alteración de estos ambientes (Goldammer, 1993; Pausas and Keeley, 2009). Las áreas de transición Cerrado-Amazonia, región conocida como '*Arco de Deforestación y Fuego de la Amazonia*', constituye la zona más frecuentemente afectada por el fuego en las últimas décadas dentro del territorio brasileño (Schroeder et al., 2009; Silva Cardozo et al., 2011).

La influencia antrópica está directamente relacionada con el aumento significativo de las igniciones, asociada principalmente al empleo del fuego para actividades de manejo y preparación de la tierra para uso agro-pastoral, siendo frecuentes las situaciones de falta de control en el proceso de quema dando lugar a grandes incendios forestales (Cano-Crespo et al., 2015). Más

allá de las igniciones directas, es importante considerar que los cambios promovidos en el paisaje, materializados principalmente en la construcción de nuevas redes viarias, el avance de las fronteras de uso agro-pecuario y la introducción de nuevas especies vegetales, modifican las condiciones de susceptibilidad al fuego en estas áreas (Eva and Lambin, 2000; Nepstad et al., 2001; Ometto et al., 2016). A esto se suma la influencia de anomalías climáticas regionales en la Amazonia, representadas principalmente por el fenómeno El Niño Oscilación del Sur (ENSO) y la Oscilación Multidecadal del Atlántico (AMO), que generalmente se asocian a períodos de sequía más prolongados (Lewis et al., 2011; Marengo et al., 2011, 2008).

El aumento de la frecuencia y la alteración sistemática del período de quema de determinado régimen de fuego (por ejemplo, al favorecer igniciones durante los meses de sequía más extremos), está asociado a impactos severos sobre componentes de la biosfera, edafosfera y atmósfera (Pausas and Keeley, 2009). En este sentido, los incendios que ocurren en el principio del período de sequía son en general menos intensos, mientras que las áreas quemadas en períodos de mayor acúmulo de materiales combustibles secos (generalmente los meses finales del período de sequía) generan incendios más intensos con efectos negativos de mayor envergadura (Andersen et al., 2005; Williams et al., 1998).

Los incendios frecuentes sobre la vegetación reducen el total de biomasa, especialmente en el caso de las formaciones vegetales leñosas (de porte arbóreo y arbustivo), lo que puede derivar también en la exclusión de determinadas especies con mayor sensibilidad al impacto del fuego (Hoffmann and Moreira, 2002; Moreira, 2000) y favorecer la propagación de especies exóticas invasoras (Gorgone-Barbosa et al., 2016). En relación con el suelo, pueden alterar la composición física y química, favoreciendo el desarrollo de altas tasas de erosión (Certini, 2005). Además, desde el punto de vista de la emisión total de gases de efecto invernadero, los incendios recurrentes también son un factor de gran relevancia (Levine et al., 1995; Van Der Werf et al., 2010).

Estos efectos alcanzan diferente intensidad en función del tipo de ecosistema que se vea afectado, lo que confiere una complejidad añadida al análisis de la incidencia del fuego en las áreas de transición de sabanas tropicales y la Amazonia. En un conjunto de quemas experimentales realizadas sobre parcelas de bosques tropicales de la Amazonia Meridional, Balch et al. (2015; 2013)

registraron un aumento de la mortalidad de las especies arbóreas sometidas a distintas frecuencias de fuego, demostrando la mayor sensibilidad de estas áreas a los incendios recurrentes. Por otro lado, en quemas experimentales llevadas a cabo en áreas *core* del *Cerrado* brasileño, las formaciones vegetales presentan una mayor resiliencia al fuego, viéndose en ciertos casos incluso beneficiadas en términos de aumento de biodiversidad de especies (Coutinho, 1990; Miranda, 2010; Schmidt et al., 2018).

Esta combinación de especificidades entre ambientes es incluso más compleja en los enclaves de sabana tropical situados en áreas de predominio de vegetación amazónica (sabanas amazónicas) (Ratter et al., 2003), que se constituyen prácticamente como 'islas de sabana' en medio a zonas de selva tropical. Mientras que la aplicación de políticas centradas principalmente en la prevención y extinción de los incendios son consideradas adecuadas para las áreas de bosques tropicales de la Amazonia, no se puede afirmar lo mismo para las áreas de sabana tropical. En las últimas décadas, la ejecución de este tipo de políticas de fuego-cero en áreas protegidas situadas en el *Cerrado* ha generado efectos muy negativos (Durigan and Ratter, 2016; Schmidt et al., 2018), favoreciendo la ocurrencia de grandes e intensos incendios debido a la mayor acumulación de materiales combustibles, hechos perjudiciales en la conservación de estas áreas.

En general, las formaciones vegetales de las sabanas amazónicas están menos influenciadas por las actividades antrópicas, ya que se tratan de zonas menos densamente pobladas que las áreas *core* de las sabanas tropicales de Brasil. Se estima que el avance de las fronteras agropecuarias en las áreas *core* del *Cerrado* supuso en las últimas décadas cerca de 46% de pérdidas de su cobertura vegetal nativa (aproximadamente 8.8 millones de hectáreas) (Strassburg et al., 2017), presentando regímenes de fuego muy alterados directa o indirectamente por esas actividades. Las sabanas amazónicas constituyen, por lo tanto, reductos de vegetación de sabana tropical nativa (*old-growth savannas*) (Veldman, 2016), donde el análisis del comportamiento de los incendios y sus repercusiones en el paisaje acercan más la comprensión de la relación entre la vegetación y sus regímenes naturales de fuego.

En este contexto es clave el seguimiento y análisis de los efectos del fuego sobre ambientes de transición Cerrado-Amazonia de Brasil, y en especial de las sabanas amazónicas, con el objeto de apoyar acciones estratégicas vinculadas

a la conservación de la biodiversidad y la disminución de las emisiones de carbono. Surge la necesidad de que se piense estratégicamente, en términos de política pública nacional (Durigan and Ratter, 2016), avanzando en el desarrollo de directrices y planes de manejo integrado del fuego (Schmidt et al., 2018). Es necesario superar la percepción de que el fuego es necesariamente negativo (Laris and Wardell, 2006), planeando acciones que consideren el manejo del fuego en concomitancia con el seguimiento y análisis de sus impactos, cuestión que todavía avanza lentamente en el ámbito de las políticas de conservación de Brasil.

1.2. El uso de productos de teledetección en el análisis de áreas quemadas

Uno de los grandes retos en el análisis de la incidencia del fuego en las áreas de transición de las sabanas tropicales y la Amazonia brasileña es la baja disponibilidad de datos sistemáticos del terreno existentes. Existe una escasa red de registros meteorológicos y no se dispone de un inventario forestal nacional completo (su primera versión está en desarrollo). A ello se suma el hecho de que se trata de áreas de grandes dimensiones y, en general, de difícil acceso vial.

A diferencia de otros países como Canadá, con el *Canadian Wildland Fire Information System* (CWFIS) (CFS, 2018), Estados Unidos, con el *Monitoring Trends in Burn Severity (MTBS) Fire Occurrence Dataset* (USGS and USDA, 2018), o España, con las Estadísticas Generales de Incendios Forestales (MAPAMA, 2018), que poseen décadas de registros sistematizados de la incidencia del fuego sobre sus distintos territorios, Brasil todavía no dispone de una base de datos de áreas quemadas con similares características. Los Registros de Ocurrencias de Incendios (ROI) son la base oficial, disponible desde el Sistema Nacional de Prevención y Combate a los Incendios Forestales de Brasil (PREVFOGO), vinculado al Instituto Brasileño de Medio Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables (IBAMA). Sin embargo, los datos derivados de los ROI carecen de información espacial y están vinculadas esencialmente a incendios en áreas protegidas en las que se aplicaron acciones para su extinción (Bontempo et al., 2011). Un importante avance está siendo desarrollado por el “Proyecto Quemadas” (INPE, 2018), que ya dispone resultados parciales de una base de áreas quemadas que incluye el período de 2011 hasta la actualidad, todavía restrictos a las áreas *core* del *Cerrado* brasileño.

En este contexto, los datos derivados de productos de teledetección son fuentes esenciales para generar registros sistemáticos, desde el punto de vista espacial y temporal, necesarios para la mejor comprensión de las áreas afectadas por el fuego (Giglio et al., 2010; Pereira, 2003). Proporcionan cobertura global y acceso multitemporal, apoyando líneas de investigación asociadas a estudios de la dinámica pre y post-fuego; desde la generación de modelos de riesgo de incendios (Chuvieco et al., 2010; Maeda et al., 2011) al análisis del proceso de regeneración vegetal (Röder et al., 2008; Van Leeuwen et al., 2010).

Entre los diferentes sensores utilizados en la evaluación y seguimiento de áreas quemadas destacan los de la serie de satélites Landsat (*Thematic Mapper - TM*, *Enhanced Thematic Mapper - ETM+*, *Operational Land Imager - OLI*), Terra y Aqua (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer - MODIS*). La serie multitemporal de Landsat viene proporcionando información espacial precisa, de manera ininterrumpida desde la década de los 80, muy útil en el ámbito de la ordenación y gestión del territorio en escala local/regional (Lentile et al., 2006). Por otra parte, la serie MODIS ofrece informaciones diarias, a una resolución espacial inferior que la de Landsat, permitiendo un seguimiento multitemporal más exhaustivo desde el 2000 (Giglio et al., 2013).

En el marco del análisis de incendios forestales, el uso de imágenes Landsat ha demostrado su gran utilidad en la delimitación de áreas quemadas (Bastarrika et al., 2014; Koutsias and Karteris, 2000), la evaluación de los impactos del fuego (Escuin et al., 2008; Wimberly and Reilly, 2007) y el análisis del proceso de regeneración vegetal post-fuego (Bartels et al., 2016; White et al., 2017). Las series multitemporales Landsat se utilizan constantemente para caracterizar los regímenes anuales de incendio en distintos paisajes, como en los estudios de los patrones de áreas quemadas en las sabanas de Sudáfrica y Botsuana (Hudak and Brockett, 2004), pastizales áridos de Australia (Greenville et al., 2009), ambientes mediterráneos en España (Röder et al., 2005), bosques tropicales de la Amazonia (Alencar et al., 2011; Morton et al., 2011) y también en áreas *core* del *Cerrado* de Brasil (Daldegan et al., 2014; Lemes et al., 2014).

Pese a la gran cantidad de estudios sobre los regímenes de fuego a escala interanual, no son muy numerosas las investigaciones que exploraran el comportamiento de la estacionalidad en la incidencia del fuego mediante series multitemporales de resolución espacial media/alta. Ciertas excepciones se

aprecian en estudios de las sabanas de Australia (Russel-Smith et al., 1997) y África (Laris, 2002, 2005) y en estudios recientes desarrollados en áreas específicas del *Cerrado* brasileño (Alvarado et al., 2017; Batista et al., 2018). Estudios anuales/estacionales son más frecuentes utilizando series de imágenes de moderada/baja resolución espacial, como se observan en investigaciones desarrolladas en áreas de vegetación mediterránea (Levin and Heimowitz, 2012) y áreas de contacto de sabana y bosques tropicales en Madagascar (Jacquin and Goulard, 2013). Para las áreas de *Cerrado* y Amazonia, el análisis de la estacionalidad de los incendios está basado principalmente en informaciones de focos activos (Alencar et al., 2015; Chen et al., 2013; Mataveli et al., 2017, 2018; Schroeder et al., 2009). Éstos sirven en el análisis intra-anual de los momentos claves de la incidencia de los incendios, pero su interpretación cuantitativa directa en relación a total de área quemada y número de incendios es muy poco precisa (Schroeder et al., 2008). La baja resolución espacial y la alta tasa de omisión de áreas quemadas de estos datos, especialmente en relación a los incendios pequeños (Laris, 2005; Schroeder et al., 2010), limitan mucho su uso para el análisis regional/local de las áreas afectadas por el fuego.

Esta baja disponibilidad de estudios sobre la incidencia del fuego desde el punto de vista de la estacionalidad intra-anual a una resolución espacial media/alta está relacionada principalmente con las dificultades derivadas de la influencia de las perturbaciones atmosféricas (nubes, sombras de nubes, alta influencia de efectos aerosoles...) en las áreas de Cerrado-Amazonia (Asner, 2001; Sano et al., 2007), combinado con el bajo ciclo de revisita de la serie Landsat. Estas perturbaciones dificultan la disponibilidad de series multitemporales, pudiendo restringir la capacidad de interpretación de los impactos del fuego en estos ambientes (Bowman et al., 2003). En las sabanas tropicales, disponer de una imagen de alta resolución espacial en el post-fuego inmediato es muy importante, ya que se tratan de ambientes en los que la regeneración vegetal es rápida y dinámica, y estos cambios se ven reflejados en la señal espectral de imágenes más distantes de la fecha de ocurrencia de la quema (Veraverbeke et al., 2010).

Para superar este tipo de adversidades, en muchos estudios se utiliza la combinación de los sensores Landsat y MODIS para generar series multitemporales de datos de áreas quemadas. Recientes estudios han demostrado el potencial del uso de la serie de imágenes MODIS para identificar con mayor precisión la fecha de los incendios (Boschetti et al., 2015; Panisset et al., 2014; Veraverbeke et al., 2014). Otra alternativa la ofrece el uso de métodos de

fusionado Landsat-MODIS, que aprovechan la disponibilidad diaria de imágenes MODIS y la mejor resolución espacial Landsat para generar series multitemporales (Gao et al., 2008; Zhu et al., 2016, 2010). Con anterioridad a las contribuciones de la presente tesis doctoral, estas técnicas no han sido utilizadas en el análisis de áreas afectadas por el fuego. Sin embargo, su aplicación permite aprovechar al máximo los datos de las series multitemporales derivadas de Landsat y MODIS en la generación de informaciones de media/alta resolución espacial en el análisis anual/estacional de las áreas quemadas.

1.3. Objetivos y estructura de la tesis

Una vez expuesta la problemática y los retos científicos descritos en los anteriores apartados, el objetivo general de la tesis es analizar los patrones espacio-temporales y la dinámica de regeneración vegetal de áreas afectadas por el fuego en ambientes de sabana tropical de la Amazonia Meridional brasileña, explorando el uso de series multitemporales derivadas de Landsat y MODIS. Para ello, el análisis se centra en un área que constituye el mayor enclave de sabana tropical del sur de la Amazonia brasileña, el *Campos Amazônicos Savanna Enclave* (CASE). Los siguientes objetivos específicos permitirán la consecución del objetivo principal de la tesis:

- Generar una base de datos multitemporal anual/estacional de áreas quemadas de resolución espacial media/alta (30 m) combinando el uso de la serie coincidente de Landsat y MODIS;
- Evaluar las relaciones entre estacionalidad, extensión y frecuencia de las áreas afectadas por el fuego;
- Verificar el comportamiento de las últimas generaciones de productos de áreas quemadas de MODIS en la cartografía anual/estacional de cicatrices de incendios;
- Explorar el uso del fusionado de imágenes Landsat y MODIS en la generación de información multispectral de resolución espacial media/alta en áreas afectadas por el fuego;
- Analizar el proceso de regeneración vegetal post-fuego mediante índices espectrales derivados de series multitemporales de Landsat y del fusionado de imágenes Landsat y MODIS.

Al concebirse la tesis en la modalidad ‘compendio de publicaciones’, los objetivos específicos se desarrollan a lo largo de sus capítulos centrales (Capítulos 3, 4, 5 y 6), que reproducen las aportaciones de las investigaciones realizadas (Tabla 1.1). En este primer capítulo se ha introducido el contexto de la propuesta de tesis, y se continúa con la descripción resumida de los materiales utilizados y los métodos empleados en el conjunto de las publicaciones obtenidas, dispuestos en el Capítulo 2.

El Capítulo 3 responde a los dos primeros objetivos específicos planteados, donde se hace uso de la combinación de múltiples productos de teledetección para la evaluación de los patrones espaciales y temporales de la incidencia del fuego del área estudiada. El uso de series temporales Landsat y MODIS permite obtener la extensión y optimizar la identificación de las fechas de los incendios, generándose una base de datos anual/estacional de las áreas afectadas por el fuego entre 2000 y 2016. Sobre esta base de datos, se han testado distintas hipótesis relacionadas al comportamiento de los incendios ocurridos en distintos períodos del año, así como se ha verificado la influencia de la recurrencia del fuego sobre las áreas con mayor predominio de vegetación leñosa.

En el Capítulo 4 se desarrolla el tercer objetivo específico, donde se hace uso de la base de datos de resolución espacial media/alta generada a lo largo del capítulo anterior para verificar el comportamiento de las últimas generaciones de los productos automáticos de detección de áreas quemadas de media/baja resolución de MODIS. Se trata de un estudio de validación de las últimas tres versiones de productos de áreas quemadas MODIS, evaluando la evolución de los mismos para la cartografía anual/estacional de áreas quemadas en ambientes de sabana tropical.

Ya en el Capítulo 5 se consolida el cuarto objetivo señalado, en el que se emplea el fusionado de imágenes Landsat y MODIS para generar información multiespectral de media/alta resolución espacial de áreas afectadas por el fuego en ambientes de sabana tropical. Se prueba la capacidad del uso del fusionado para componer series multitemporales de índices espectrales, en el marco del estudio de áreas de sabana tropical afectadas por el fuego.

Tabla 1.1. Especificación de los objetivos específicos explorados en las publicaciones obtenidas, acompañadas de sus principales etapas metodológicas y de los softwares/aplicaciones utilizados.

Objetivos específicos I y II	Principales etapas metodológicas	Softwares/aplicaciones utilizados
<ul style="list-style-type: none"> - Generar y analizar una base de datos multitemporal anual/estacional de áreas quemadas de resolución espacial media/alta, combinando el uso de la serie coincidente de Landsat y MODIS; - Evaluar las relaciones entre estacionalidad, extensión y frecuencia de las áreas afectadas por el fuego. 	<ul style="list-style-type: none"> - Extracción de las cicatrices de áreas quemadas en la serie Landsat (2000-2016); - Optimización de las fechas de los incendios utilizando la serie MODIS; - Análisis de los patrones de extensión y estacionalidad de los incendios; - Aplicación de análisis de las varianzas (ANOVA) para testear hipótesis relacionadas con la frecuencia y recurrencia del fuego. 	<ul style="list-style-type: none"> - ArcGIS 10.5; - Lenguaje y entorno de programación R; - MODIS Reprojection Tools; - Lenguaje y entorno de programación Python.
<p>Publicación: <i>Alves, D.B., Pérez-Cabello, F., 2017. Multiple remote sensing data sources to assess spatio-temporal patterns of fire incidence over Campos Amazônicos Savanna Vegetation Enclave (Brazilian Amazon). Science of the Total Environment 601–602, 142–158. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.05.194.</i></p>		
Objetivo específico III	Principales etapas metodológicas	Softwares/aplicaciones utilizados
<ul style="list-style-type: none"> - Verificar el comportamiento de las últimas generaciones de productos de áreas quemadas de MODIS en la cartografía anual/estacional de cicatrices de fuego. 	<ul style="list-style-type: none"> - Adecuación de los productos MODIS a las características de la base de referencia; - Segmentación y asignación de la temporada a cada quema identificada por los productos MODIS de áreas quemadas; - Evaluación de los patrones de omisión y comisión en la detección de áreas quemadas de cada producto. 	<ul style="list-style-type: none"> - ArcGIS 10.5; - Lenguaje y entorno de programación R; - Orfeo Tool Box 6.0; - MODIS Reprojection Tools.
<p>Publicación: <i>Alves, D.B., Pérez-Cabello, F., Rodrigues Mimbreno, M., Febrer-Martínez, M., 2018. Accuracy assessment of the latest generations of MODIS burned area products for mapping fire scars on a regional scale over Campos Amazônicos Savanna Enclave (Brazilian Amazon). Journal of Applied Remote Sensing 12, 1–21. doi:10.1117/1.JRS.12.026026.</i></p>		
Objetivo específico IV	Principales etapas metodológicas	Softwares/aplicaciones utilizados
<ul style="list-style-type: none"> - Explorar el uso del fusionado de imágenes Landsat y MODIS en la generación de información multispectral de resolución espacial media/alta. 	<ul style="list-style-type: none"> - Preparación de los datos y aplicación del fusionado utilizando el método <i>Flexible Spatiotemporal Data Fusion</i> (FSDAF); - Evaluación estadística y espacial (correlación, RMSE, SSIM e Bias) de las series bandas y índices espectrales generados. 	<ul style="list-style-type: none"> - ArcGIS 10.5; - Lenguaje y entorno de programación R; - MODIS Reprojection Tools; - ENVI 4.8 + IDL 8.0.
<p>Publicación: <i>Alves, D.B., Montorio Llovería, R., Pérez-Cabello, F., Vlassova, L., 2018. Fusing Landsat and MODIS data to retrieve multispectral information from fire-affected areas over tropical savannah environments in the Brazilian Amazon. International Journal of Remote Sensing 39, 1–23. doi:10.1080/01431161.2018.1479790.</i></p>		
Objetivo específico V	Principales etapas metodológicas	Softwares/aplicaciones utilizados
<ul style="list-style-type: none"> - Analizar el proceso de regeneración vegetal post-fuego mediante índices espectrales derivados de series multitemporales de Landsat y del fusionado de imágenes Landsat y MODIS. 	<ul style="list-style-type: none"> - Generación de series multitemporales de índices de vegetación con 8 registros anuales (Landsat y fusionado Landsat-MODIS); - Comparación de las trayectorias de píxeles afectados/no afectados por el fuego. 	<ul style="list-style-type: none"> - ArcGIS 10.5; - Lenguaje y entorno de programación R; - MODIS Reprojection Tools; - ENVI 4.8 + IDL 8.0.
<p>Publicación: <i>Alves, D.B., Pérez-Cabello, F., Cambraia, B.C., Bonadeu, F., Silveira, A.L.P., 2018. Análise multitemporal de áreas afetadas pelo fogo no enclave de cerrado do Parque Nacional dos Campos Amazônicos utilizando sensoriamento remoto e trabalho de campo. Revista Geografia Ensino & Pesquisa 22, e18, 1-24. doi:10.5902/2236499433584. Disponible en: https://periodicos.ufsm.br/geografia/article/view/33584.</i></p>		

El último de los objetivos específicos está desarrollado en el Capítulo 6, donde se genera una serie multitemporal de imágenes Landsat, cumplimentado por el uso de imágenes derivadas de fusión de Landsat y MODIS, para el análisis del proceso de regeneración vegetal post-fuego de áreas seleccionadas del CASE. Se busca contrastar el comportamiento de las formaciones vegetales afectadas/no afectadas mediante índices espectrales habitualmente utilizados en la estimación del vigor vegetal de áreas quemadas, que son complementados con informaciones obtenidas en una campaña de campo realizada en septiembre de 2016.

Para finalizar, en el Capítulo 7 se recogen las conclusiones generales sobre las aportaciones de la investigación realizada y se describen las líneas de trabajo futuras.

Teniendo en cuenta la escasez de información referente a la incidencia del fuego en los ambientes estudiados, en esta tesis se propone un conjunto de experiencias metodológicas para el análisis y seguimiento multitemporal de áreas quemadas mediante productos de teledetección, y se proporciona información sobre el comportamiento de la vegetación frente al fuego en estos paisajes, que puede ser muy útil en el contexto de las estrategias de gestión territorial local/regional.

CAPÍTULO 2

Materiales y métodos

2.1. Área de estudio

El área de estudio se corresponde con el espacio denominado *Campos Amazônicos Savanna Enclave* (CASE) (Figura 2.1) que posee un total de 4342 km², configurándose como el mayor enclave de sabana tropical de la Amazonia Meridional. Esta zona se integra, casi en su totalidad, en áreas protegidas del Sistema Nacional de Unidades de Conservación (SNUC) de Brasil: un 47% pertenece a los límites del *Campos Amazônicos National Park* (CANP); un 46% a la Tierra Indígena Tenharim Marmelos (límitrofe al oeste del CANP); y un 5% a la Tierra Indígena Tenharim del Igarapé Preto (límitrofe a este del CANP) (Figura 2.1_b). Desde el punto de vista de los límites administrativos, el CASE pertenece a los municipios de Manicoré, Humaitá, Novo Aripuanã (Estado del Amazonas) y Machadinho D'Oeste (Estado de Rondônia).

En términos generales, la topografía se caracteriza por un escaso desnivel altimétrico, con cuotas que varían entre 80 y 150 metros. Desde un punto de vista geológico, el CASE forma parte del Escudo Central de Brasil (sur del Cratón Amazónico). La principal formación geológica representada es la formación '*palmeiral*', con litologías de carácter sedimentario sobre las que se instalan suelos distróficos (neosuelos marcado por la presencia de plintita en el horizonte B), con variaciones de tipos de suelos asociados principalmente a las áreas de vegetación de ribera (ICMBio, 2016; Motta et al., 2002).

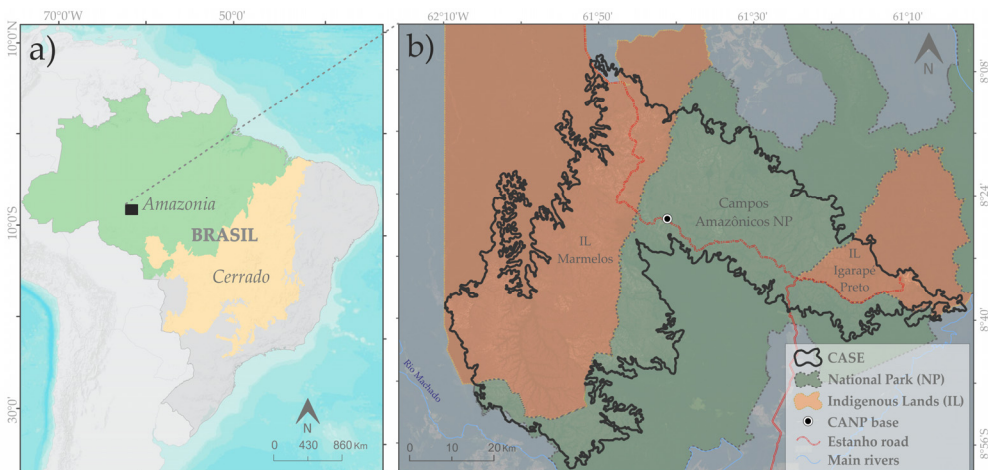


Figura 2.1. Localización del CASE en áreas de la Amazonia Meridional brasileña.

Las condiciones climáticas regionales presentan altas temperaturas, la media anual varía entre 24°C y 28°C, y abundantes precipitaciones (~2000 mm). Se distinguen dos estaciones principales, un verano húmedo y un invierno seco. El período de fuertes lluvias se sitúa entre los meses de noviembre y marzo, mientras que entre los meses de mayo a septiembre las precipitaciones son escasas. Los meses de abril y octubre generalmente se corresponden con los meses de transición entre las dos estaciones (Marengo et al., 2001). Estas características climáticas condicionan el comportamiento fenológico de las formaciones vegetales, siendo más verdes y vigorosas al final del período de lluvias y más secas al final del período de sequía.

Tal y como sugiere la propia denominación, CASE se corresponde con un área de predominio de formaciones vegetales de sabana tropical ubicada en medio de un dominio morfo-climático y fitogeográfico amazónico (Figura 2.1_a). El grupo de formaciones vegetales de la región del CASE está genéricamente clasificado como '*sabana amazónica desconectada*' (Ratter et al., 2003). Este patrón de vegetación obedece a la incidencia de factores ambientales actuales y a los cambios climáticos que se han sucedido a lo largo de los períodos del Terciario y Cuaternario (Carneiro Filho, 1993). Se trata por tanto, de un tipo de vegetación relictas, y desconectada de las áreas *core* del *Cerrado* (sabana tropical de Brasil), siendo su preservación muy significativa para la conservación de su biodiversidad y protección de posibles procesos de especiación vegetal (ICMBio, 2016). La visualización de fotografías adquiridas en sobrevuelo permite identificar ciertos aspectos del paisaje típico del CASE (Figura 2.2).

En los ambientes de sabana tropical de Brasil, las formaciones vegetales existentes no se restringen a fisionomías abiertas, presentando variaciones que van desde áreas con un predominio de vegetación herbácea a formaciones arbóreas (Coutinho, 1978). Entre las primeras encontramos las formaciones de '*campo limpo*' (pastizales con rara presencia de arbustos y árboles) y '*campo sujo*' (pastizales con cierta presencia de arbustos y árboles). Las formaciones de sabana pueden ser divididas en dos grandes grupos: '*campo cerrado*' – donde ya se observa una mayor presencia de arbustos y árboles, aunque todavía la proporción de pastizales es notable; y '*cerrado*' (*stricto sensu*) – áreas en las que la densidad de la vegetación leñosa (arbustos y árboles entre 3-8 metros de altura) predomina sobre los pastizales.

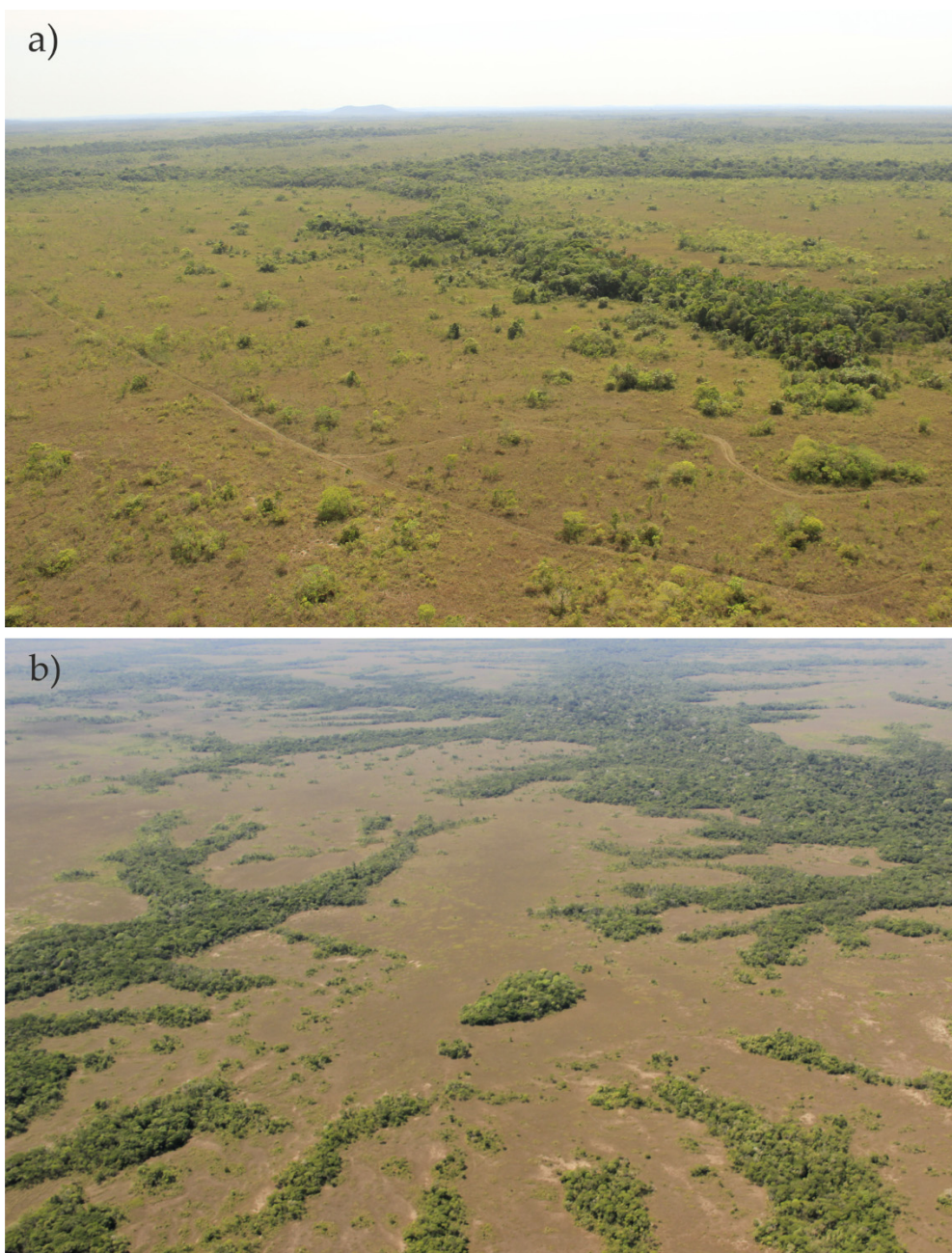


Figura 2.2. Fotografías adquiridas en sobrevuelos sobre distintas áreas del CASE: (a) variaciones fito-fisionómicas en una parte del área conocida como '*Trilha dos Veados*', situada en el centro-norte del enclave; (b) área situada en la mitad sur del enclave, en la que se muestra el predominio de formaciones abiertas entre los interfluvios, mientras que las formaciones arbóreas se asocian más a bosques de ribera. Fuente: acervo fotográfico del CANP, septiembre de 2016 y de octubre de 2015, respectivamente, realizadas por Ana Rafaela D'Amico.

El siguiente grado de densificación de la vegetación leñosa se corresponde con una formación forestal denominada *'cerradão'*, donde la proporción de área cubierta por las copas de la vegetación arbórea representa un 50-90% del terreno, con alturas de 8-12 metros e incluso mayores. Otras formaciones arbóreas que aparecen son las de ribera, denominadas como *'matas ciliares'* o *'matas de galería'*. El primer término se refiere a los bosques de ribera más vigorosos asociados a los ríos mayores, mientras que las *'matas de galería'* identifican a la vegetación que acompaña los arroyos más pequeños (Oliveira-Filho and Ratter, 2002). Procesos geomorfológicos asociados a la fertilidad de los suelos, la dinámica hidrológica y la acción del fuego son agentes que juegan un papel clave en la dinámica y distribución de estas formaciones vegetales (Dantas et al., 2013; Miranda et al., 2009).

La ilustración a continuación muestra la variabilidad y distribución de las formaciones vegetales del *Cerrado* según Ribeiro y Walter (2008) (Figura 2.3). Desarrollando la clasificación anteriormente descrita, estos autores incluyen otros subgrupos de formaciones vegetales. Dentro de las formaciones de pastizales, se incluye la variación *'campos rupestres'*, donde la vegetación herbácea comparte espacio con áreas de afloramientos rocosos, subcategoría que también aparece en el grupo de formaciones de sabana, denominado *'cerrado rupestre'*. También aparecen distintas categorías de formaciones de sabana, destacando los subgrupos *'cerrado ralo'*, *'cerrado típico'* y *'cerrado denso'*, que se distinguen por la densificación gradual de leñosas. Y el subgrupo *'parque de cerrado'*, que incluye áreas de variaciones de predominio de vegetación herbácea con fragmentos arbustivo-arbóreos, conocidos como *'murundus'*. Por otra parte, los subgrupos *'Palmeiral'* y *'Vereda'* constituyen diferentes niveles de densificación de ciertas especies arbóreas típicas del *Cerrado*. En el gran grupo de formaciones de vegetación arbórea, se incluyen también las *'Matas secas'*, que se corresponden con áreas de predominio de vegetación arbórea en zonas de suelos poco desarrollados en profundidad, lo que les confiere mayor grado de sensibilidad en los períodos de sequía.

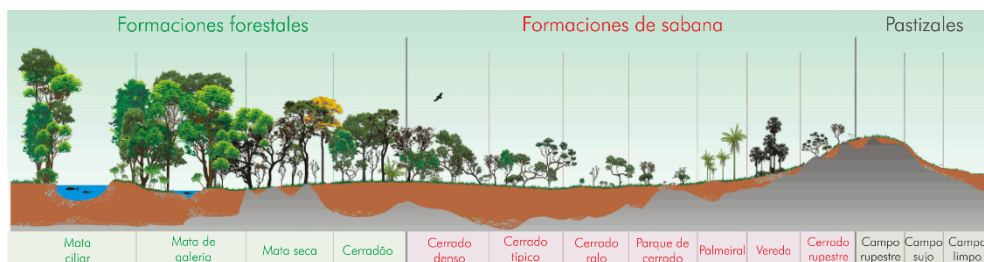


Figura 2.3. Clasificación de las formaciones vegetales presentes en las sabanas tropicales de Brasil (*Cerrado*). Fuente: adaptado de Ribeiro y Walter (2008).

Puesto que la proporción de vegetación arbórea es un importante criterio para distinguir las formaciones vegetales en esta zona, la cartografía de porcentaje de Cobertura Vegetal Arbórea (CVA) por píxel (Figura 2.4) contribuye a la caracterización del enclave. Dentro del CASE, las áreas con bajo porcentaje de arborización (píxeles con CVA inferior a 15%) son predominantes, con un total de 46,19%, asociados principalmente a las áreas de pastizales. Las áreas con alto porcentaje de CVA (superior a 50%) ocupan el 19,75% del enclave, mientras que las demás áreas son ocupadas con clases intermedias de porcentaje de CVA, asociadas a zonas de predominio de formaciones de sabana y sus transiciones hacia formaciones más o menos arborizadas. Es posible inferir que las áreas de formaciones vegetales de pastizales y sabana predominan en los interfluvios de la densa red hidrográfica del área, mientras que las formaciones arbóreas se corresponden principalmente con áreas de vegetación de ribera. Otras formaciones arbóreas también se distribuyen en interfluvios y en los bordes del enclave hacia áreas de predominio de bosques tropicales (ICMBio, 2016).

En relación con los incendios forestales, el número de eventos aumenta exponencialmente con la disminución de las precipitaciones durante el período de sequía (Aragão et al., 2008) y la mayor acumulación de biomasa seca en este período. En relación a las características de propagación del fuego, el comportamiento de los incendios se asemeja al propio de ambientes de sabana, en el que es frecuente la formación de distintos frentes simultáneos de quema (Cheney and Sullivan, 1997). La extinción natural se asocia a la acción de las lluvias y al contacto de las llamas con áreas de vegetación de mayor humedad (bosques de ribera) (Figura 2.5) u otras barreras naturales o antrópicas que fragmentan el paisaje.

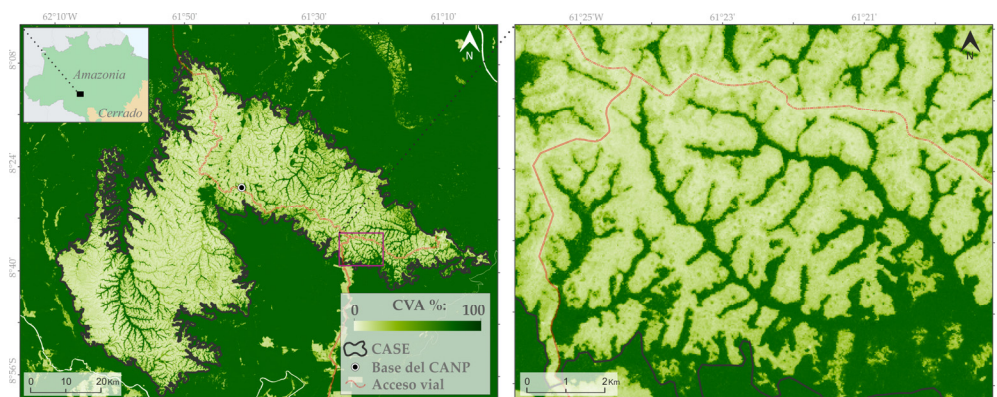


Figura 2.4. Distribución del porcentaje de Cobertura Vegetal Arbórea (CVA) por píxel. A la derecha se amplía la visualización de una sub-área del enclave, donde es posible apreciar con mayor detalle los gradientes entre las áreas de bosques de ribera y los interfluvios. Fuente: producto *Landsat Vegetation Continuous Field* del año de 2015 (Sexton et al., 2013).

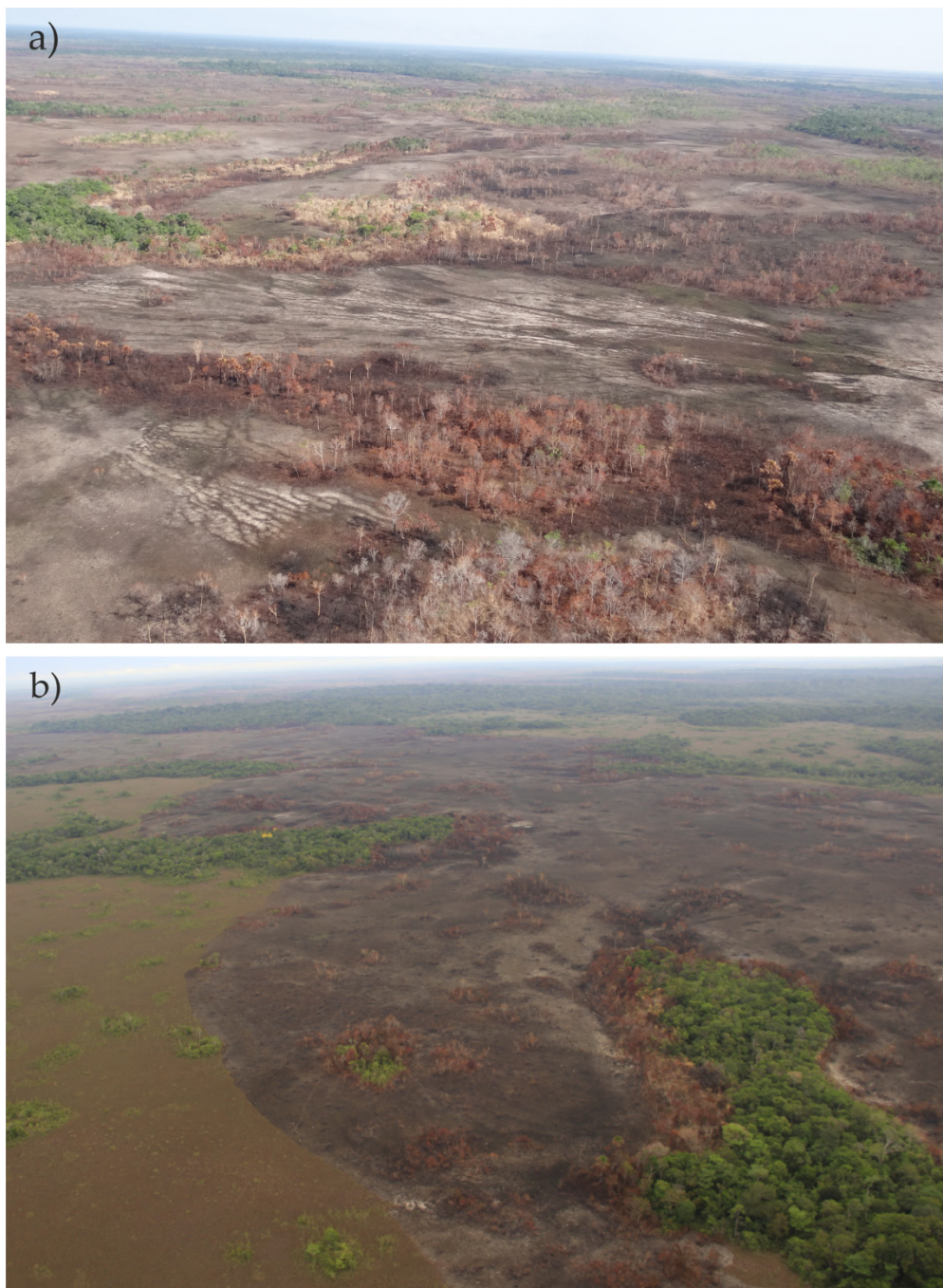


Figura 2.5. Zonas afectadas por el fuego en el CASE en septiembre de 2015: (a) áreas internas al perímetro de incendio, donde el fuego fue de mayor intensidad; (b) zonas límite del incendio, extinguido por la acción de la lluvia, en donde los bosques de ribera aparecen menos afectados. Fuente: acervo fotográfico del CANP, de octubre de 2015, realizadas por Ana Rafaela D'Amico.

La densidad demográfica en el interior del CASE es muy baja (estimada en 0.10 hab/km²), vinculada principalmente a pequeños asentamientos indígenas situados en el extremo oeste y noreste del enclave. Entre finales de la década de los 90 y los primeros años del siglo XXI, ciertas áreas situadas en las proximidades de la 'Estrada do Estanho' (acceso vial que cruza el CASE), hoy pertenecientes al CANP, se han destinado a un uso agro-pastoral, llegando a albergar aproximadamente a 50 familias (ICMBio, 2016). En el momento de su creación, en el año 2006, los límites del CANP no incluían el radio de 10 km entorno a la 'Estrada do Estanho', siendo posteriormente integrado a la unidad de conservación en el 2012, reflejando el perímetro actual. Se puede afirmar que las inspecciones coordinadas por el Instituto Brasileño del Medio Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables (IBAMA) y por el Instituto Chico Mendes para la Conservación de la Biodiversidad (ICMBio), han supuesto un avance en relación a los problemas de invasión de tierras públicas en el área. Es por ello que actualmente la realización de actividades agro-pastorales es prácticamente inexistente en el interior del CASE, resguardado legalmente con la intención de conservar el patrimonio natural asociado a la biodiversidad de este importante enclave de sabana tropical (ICMBio, 2016).

Comprender y generar información acerca del tándem fuego y vegetación es un objetivo prioritario del Plan de Manejo del CANP, documento de referencia para la gestión de esta zona protegida. En este sentido, desde 2011 el parque natural cuenta con una brigada de incendios contratada cada año para el período de sequía. Inicialmente sus acciones se centraban en el combate de las llamas y la realización de corta-fuegos. Sin embargo, recientemente (desde 2016), las brigadas también realizan quemas prescritas en áreas estratégicas, dirigidas por el equipo de gestión del CANP. El parque también cuenta desde 2017 con una base fija en las áreas internas de sus límites territoriales, con dos vigilantes permanentes, lo que tiene facilitado la ampliación de acciones asociadas al seguimiento y al manejo del fuego.

2.2. Materiales: obtención y pre-procesamiento

El conjunto de aportaciones de esta tesis se basa principalmente en el uso de series temporales de productos de teledetección para el análisis de áreas afectadas por el fuego en ambientes de sabana tropical de la Amazonia. Entre los productos disponibles, destacan los derivados de las series Landsat y MODIS,

que tienen series coincidentes desde el año 2000. Además, también se han utilizado datos de otros productos de teledetección, más específicamente los datos de precipitación diaria del producto *TRMM 3B42 Research Derived v7* y la estimación de cobertura vegetal arbórea del producto *Landsat Vegetation Continuous Field*. Por otro lado, se han tomado medidas *in situ* en una campaña de campo realizada en septiembre de 2016. En las siguientes subsecciones se presentan con mayor detalle las características de los datos utilizados.

2.2.1. La serie multitemporal de Landsat

La serie de satélites Landsat dispone de la mayor colección continua de imágenes de media/alta resolución espacial del mundo, recogiendo información sobre la superficie terrestre desde hace más de cuatro décadas. Denominado inicialmente *Earth Resources Technology Satellite* (ERTS-1), el primer satélite de esta serie inauguró el conjunto de instrumentos lanzados al espacio por la *National Aeronautics and Space Administration* (NASA), del gobierno de Estados Unidos (EE.UU.). Especial relevancia tienen los satélites/sensores Landsat 4-5/*Thematic Mapper* (TM), Landsat 7/*Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+), y Landsat 8/*Operational Land Imager* (OLI), que ofrecen información desde 1982. Con una resolución espacial de 30 metros y un ciclo de revisita de 16 días (que se reduce a 8 días en los períodos de superposición de la operación de más de un sensor), los tres sensores registran datos en las regiones del visible, infrarrojo cercano (NIR), e infrarrojo medio de onda corta (SWIR) (Tabla 2.1), que son bandas espectrales muy útiles para el seguimiento de la dinámica de la vegetación y, en consecuencia, para el análisis de las áreas afectadas por el fuego (Chuvieco et al., 2002; Pereira, 2003; Trigg and Flasse, 2000).

Esta serie temporal está disponible de manera gratuita registrándose en el portal *Earth Explorer* (<<http://earthexplorer.usgs.gov/>>). Además de los datos originales de cada sensor (en niveles digitales de acuerdo con su respectiva resolución radiométrica), actualmente se puede disponer de la Colección 1 de productos de reflectividad a nivel superficial, con datos calibrados radiométricamente y geoméricamente entre las imágenes de la serie (Level-1), o incluso con la implementación de correcciones atmosféricas (Level-2), realizadas por el *Center Science Processing Architecture* (ESPA) del *United States Geological Survey* (USGS).

Tabla 2.1. Especificación de las bandas espectrales utilizadas de cada sensor Landsat.

Satélite/sensor	Banda	Longitud de onda (μm)	Disponibilidad	Referencia
Landsat 4-5/TM	3 (Red)	0.63 - 0.69	Julio 1982 - Mayo 2012	(USGS, 2017a)
	4 (NIR)	0.76 - 0.90		
	5 (SWIR ₁)	1.55 - 1.75		
	7 (SWIR ₂)	2.08 - 2.35		
Landsat 7/ETM+	3 (Red)	0.63 - 0.69	Abril 1999 – presente	(USGS, 2017a)
	4 (NIR)	0.77 - 0.90		
	5 (SWIR ₁)	1.55 - 1.75		
Landsat 8/OLI	7 (SWIR ₂)	2.09 - 2.35	Febrero 2013 - presente	(USGS, 2017b)
	4 (Red)	0.64 - 0.67		
	5 (NIR)	0.85 - 0.88		
	6 (SWIR ₁)	1.57 - 1.65		
	7 (SWIR ₂)	2.11 - 2.29		

En el desarrollo de la tesis, se han utilizado datos derivados de la serie Landsat para: (i) generar una serie multitemporal de cicatrices de áreas quemadas; (ii) validar y aplicar el fusionado de imágenes Landsat-MODIS; (iii) generar composiciones multitemporales de índices espectrales para el análisis del proceso de regeneración post-fuego.

Para el primero de los usos, se han descargado un total de 334 imágenes de la serie Landsat TM, ETM+ y OLI (*path/row* - 231/66), no considerando las imágenes cubiertas por nubes entre los años de 2000 y 2016. Cabe comentar que, cuando se inició la investigación, todavía no estaba disponible la Colección I (Level-1 o 2) de los productos de reflectividad a nivel superficial. Por tanto, antes de comenzar con la identificación de las cicatrices de áreas quemadas se realizó una fase de pre-procesamiento que consistió en el chequeo del error cuadrático medio (RMSE) asociado al modelo geométrico de las imágenes, seguido del co-registro de 28 de estas imágenes, teniendo como referencia las imágenes del *Global Land Survey* (GLS) (USGS and NASA, 2010). Con este procedimiento, se garantizó un RMSE geométrico inferior a 0.2 píxel para toda la serie multitemporal. En lo que se refiere a las correcciones atmosféricas, las imágenes de los sensores TM e ETM+ están procesados con el algoritmo *Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System* (LEDAPS) (Masek et al., 2006; Vermote et al., 1997). Mientras tanto, las imágenes del sensor OLI están corregidas con el Landsat 8 *Surface Reflectance Code* (LaSRC) (USGS, 2017b).

Para la validación y aplicación del fusionado de imágenes Landsat y MODIS se contó con la Colección I (Level-1). En este caso se han procesado imágenes específicas de la serie, más precisamente tres escenas dentro del CASE de un gran incendio que ocurrió en 2015 (pre-fuego, post-fuego inmediato y post-fuego). Para

no restringir el testeo a un único enclave de sabana tropical, también se ha seleccionado un segundo incendio del año de 2001 sobre áreas del *Serra da Cutia Savanna Enclave* (SCSE), también situado en el sur de la Amazonia brasileña, con características similares a las observadas en el CASE. En este sentido, han sido descargadas y procesadas tres escenas de esta área (pre-fuego; post-fuego inmediato; y post-fuego), situadas en el *path/row* – 232/68.

El último de los usos mencionados, relacionado con la generación de composiciones multitemporales de índices espectrales para el análisis del proceso de regeneración post-fuego, se ha centrado nuevamente en áreas del CASE, más concretamente en un recorte espacial de este enclave. En ese momento ya se disponía de los productos Landsat de la Colección I (Level-2), obteniéndose las imágenes del período 2009-2016. Las fases de pre-procesamiento incluyeron la identificación y aplicación de máscaras de nubes, sombras de nubes o altos niveles de efectos aerosoles.

2.2.2. La serie multitemporal de MODIS

Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) es el nombre del sensor que va a bordo de los satélites Terra y Aqua, también vinculados a un programa de observación de la Tierra de la NASA. Este sensor dispone de 32 bandas espectrales, que adquieren información en tres diferentes resoluciones espaciales: 250 m, 500 m y 1 km. Aunque la resolución espacial es inferior a la de la serie Landsat, MODIS permite obtener datos espectrales con un ciclo de revisita diario. Esto constituye una gran ventaja en regiones como las áreas de transición entre la Amazonia y las sabanas tropicales de Brasil, al incrementarse ostensiblemente la posibilidad de encontrar imágenes exentas de los efectos de las perturbaciones atmosféricas.

Así como ocurre con las imágenes de Landsat, la serie multitemporal MODIS está disponible gratuitamente, en este caso mediante registro en el portal *Land Processes Distributed Active Archive Center* (LP DAAC) <<https://e4ftl01.cr.usgs.gov>>. En el marco de esta tesis, se ha trabajado con la Colección VI de los productos de reflectividad a nivel superficial de los satélites Terra (MOD09GQ e MOD09GA) y Aqua (MYD09GQ), y las últimas tres versiones de productos de área quemada de MODIS, derivados de la combinación de informaciones de Terra y Aqua (MCD45A1 v051, MCD64A1 v051 y MCD64A1 v006). Las principales características de estos productos se recogen en la Tabla 2.2.

Tabla 2.2. Especificación de los productos derivados de la serie MODIS utilizados.

Producto MODIS	Resolución espacial	Resolución temporal	Disponibilidad	Bandas seleccionadas	Referencia
MOD09GQ - Surface Reflectance v006	250 m	Diario	Feb. 2000 - Presente	Red y NIR	(Vermote and Wolfe, 2015a)
MYD09GQ - Surface Reflectance v006	250 m	Diario	Jul. 2002 - Presente	Red y NIR	(Vermote and Wolfe, 2015b)
MOD09GA - Surface Reflectance v006	500 m	Diario	Feb. 2000 - Presente	Red, NIR, SWIR ₁ y SWIR ₂	(Vermote and Wolfe, 2015a)
MCD45A1 - Burned areas v051	500 m	Mensual	Abr. 2000 - Ene. 2017	Burn date	(Boschetti et al., 2013; Roy et al., 2002)
MCD64A1 - Burned areas v051	500 m	Mensual	Ago. 2000 - Dic. 2016	Burn date	(Giglio, 2015; Giglio et al., 2009)
MCD64A1 - Burned areas v006	500 m	Mensual	Nov. 2000 - Presente	Burn date	(Giglio et al., 2016a, 2009)

Los productos de reflectividad a nivel superficial de MODIS se utilizan en dos momentos principales de la tesis: (i) para obtener fechas optimizadas de las cicatrices de fuego extraídas con la serie Landsat, utilizando los productos de mayor resolución (MOD09GQ y MYD09GQ); (ii) para validar y aplicar el fusinado de imágenes Landsat-MODIS, mediante el uso de los productos MOD09GQ y MOD09GA. Todos los productos de reflectividad superficial utilizados están integrados en la Colección VI de productos MODIS.

La serie multitemporal de las tres versiones de productos de área quemada (MCD45A1 v051, MCD64A1 v051 y MCD64A1 v006) ha sido utilizada para verificar la capacidad de detección de los incendios en cada producto en comparación con la base multitemporal anual/estacional desarrollada para el CASE. En este sentido, se han obtenido todos los productos disponibles en el período de 2001-2016 (años completos en los que operan simultáneamente), trabajándose siempre con el *layer* que indica la fecha juliana del fuego o el valor "0" cuando no se han detectado áreas quemadas en determinado píxel.

Para todos los productos de la serie MODIS utilizados, la fase de pre-procesamiento (reproyección y recorte espacial) se ha realizado mediante operaciones en bucle realizadas con el *package* de R '*Raster Time Series Analysis*', que permite implementar funciones del software *MODIS Reprojection Tools*. En el caso de los productos de reflectividad a nivel superficial, también se han aplicado procesos extras asociados a la verificación de la información de calidad de los píxeles (*quality assurance*), y la aplicación de máscaras sobre píxeles de calidad considerada inadecuada para el procesamiento (afectados por nubes, sombras de nubes, altos niveles de efectos aerosoles u otros parámetros que afectasen su calidad).

2.2.3. Informaciones derivadas de otros productos de teledetección y de la realización de trabajo de campo

2.2.3a. *TRMM 3B42 Research Derived v7*

Se han utilizado datos de precipitación derivados del satélite radar *Tropical Rainfall Measuring Mission* (TRMM) para identificar y subdividir períodos de sequía anuales para en el área de estudio. En concreto, se ha trabajado con el producto *TRMM 3B42 Research Derived v7* (disponible en <https://pmm.nasa.gov/data-access/downloads/trmm>), que proporciona datos diarios de precipitación para las latitudes entre 50°N y 50°S, desde 1998 hasta la actualidad, con una resolución espacial de 0.25°. Actualmente corresponde a la versión 7 del algoritmo *TRMM Multisatellite Precipitation Analysis* (TMPA) (Huffman et al., 2007).

El producto ha sido descargado seleccionando directamente el recorte espacial del área estudiada, obteniendo todos los archivos disponibles entre los años 2000 y 2016. Los archivos están disponibles en formato '*.nc', y han sido preparados para análisis mediante operaciones en bucle con *Python 2.7.15*.

2.2.3b. *Vegetation Continuous Field tree cover layers*

Las estimaciones de cobertura vegetal arbórea (CVA) por píxel del producto *Landsat Vegetation Continuous Field* (Sexton et al., 2013) se han utilizado para agrupar áreas con mayor o menor predominio de vegetación leñosa, con el fin de analizar los efectos del fuego sobre distintas formaciones vegetales. Con una resolución espacial de 30 metros, este producto se obtiene gratuitamente desde el *Department of Geographical Sciences de la University of Maryland* (<http://glsf.umd.edu/data/landsatTreecover/>), actualmente con 8 estimaciones anuales para el período de 2000-2015.

En el desarrollo de la tesis se han considerado distintas categorías de CVA: baja (<15%); media/baja (15-30%); media/alta (30-50%); alta (>50%). En su uso en la exploración del fusionado de imágenes Landsat-MODIS se ha reducido a tres categorías (combinando las clases media/alta y alta en una única clase), mientras que en el caso del estudio del proceso de regeneración post-fuego en áreas seleccionadas del CASE se ha simplificado la categorización a dos grupos (baja y media/baja vs. media/alta y alta).

2.2.3c. Datos obtenidos en trabajo de campo

La información obtenida *in situ* se corresponde con una incursión en campo realizada entre los días 15 y 24 de septiembre de 2016, con el equipo de gestión del CANP y su brigada de incendios. Se definieron un total de 20 parcelas de 15x15 metros (12 sobre áreas de predominancia de Cobertura Vegetal Herbácea – CVH; y 8 en áreas de predominancia de Cobertura Vegetal Arbórea – CVA), aplicando para cada tipo de parcela una ficha de campo específica (ver Adjuntos 6B y 6C del Capítulo 6).

En las parcelas de predominio de CVH, se ha estimado la altura de la vegetación, la proporción de cobertura vegetal en relación a áreas de suelo desnudo, la presencia/ausencia de ceniza negra o blanca. También se han realizado descripciones genéricas respecto a la presencia/ausencia de determinadas especies vegetales y la estimación de material combustible fino, mediante la recolección de la biomasa final (igual o inferior a 6 mm) en *plots* de 25x25 cm representativos de la cada parcela. Este material ha sido separado en dos bolsas distintas, una incluyendo la biomasa verde y otra la biomasa seca. El material recolectado se ha secado en una estufa a 70°C durante 72 horas. Después se ha vuelto a pesar para obtener las siguientes variables: total de biomasa fina verde; total de biomasa fina seca; total de biomasa fina (sumatorio de los dos anteriores). Esta metodología se utiliza habitualmente en la estimación de material combustible fino de áreas con predominio de vegetación herbácea, siendo aplicada de manera similar en áreas *core* del *Cerrado* brasileño (Schmidt et al., 2018).

Para las parcelas de CVA (situadas en áreas de vegetación de ribera) se ha medido la altura de los distintos estratos de vegetación existentes, la identificación de marcas de la altura de las llamas y se ha estimado la presencia de hojarasca en la parcela (ficha de campo disponible en el Apéndice 6C). También se cuantificó la Fracción de Radiación Fotosintéticamente Activa (FPAR) a nivel superficial, bajo las copas del arbolado, utilizando un ceptómetro, modelo *Apogee MQ-306*. Este equipo dispone de sensores capaces de medir la energía electromagnética entre 400 y 700 nm, regiones sensibles a la actividad fotosintética de las plantas. Esta estimación consistió en medir, fuera de la masa arbórea y a la altura de la cintura del operador, la energía incidente sobre el sensor (PAR_{above}) para, posteriormente, realizar una nueva medición bajo las copas (PAR_{below}). El cociente entre el PAR_{below} y PAR_{above} permite estimar la el FPAR, es decir la cantidad de radiación interceptada por la masa vegetal.

En ambos tipos de parcela, también se recogieron muestras de suelo a nivel superficial (~10 cm). Estas muestras se analizaron (materia orgánica y macronutrientes) en el Laboratorio de Suelos de la Empresa Brasileña de Investigaciones Agropecuarias (Embrapa Suelos – Porto Velho).

2.3. Procedimientos metodológicos

Como repuesta a los objetivos planteados, los procedimientos metodológicos desarrollados en la tesis se articulan en cinco etapas principales: i) generación de una base anual/estacional de áreas quemadas; ii) evaluación de las relaciones entre estacionalidad, extensión y frecuencia de los incendios; iii) validación de las últimas generaciones de los productos de área quemada de MODIS; iv) exploración del uso del fusinado de Landsat y MODIS en el análisis de área quemada; v) análisis de la regeneración vegetal post-fuego utilizando Landsat y el fusinado Landsat-MODIS. La relación entre los materiales descritos en la sección anterior con cada una de las etapas se recoge en la Figura 2.6.

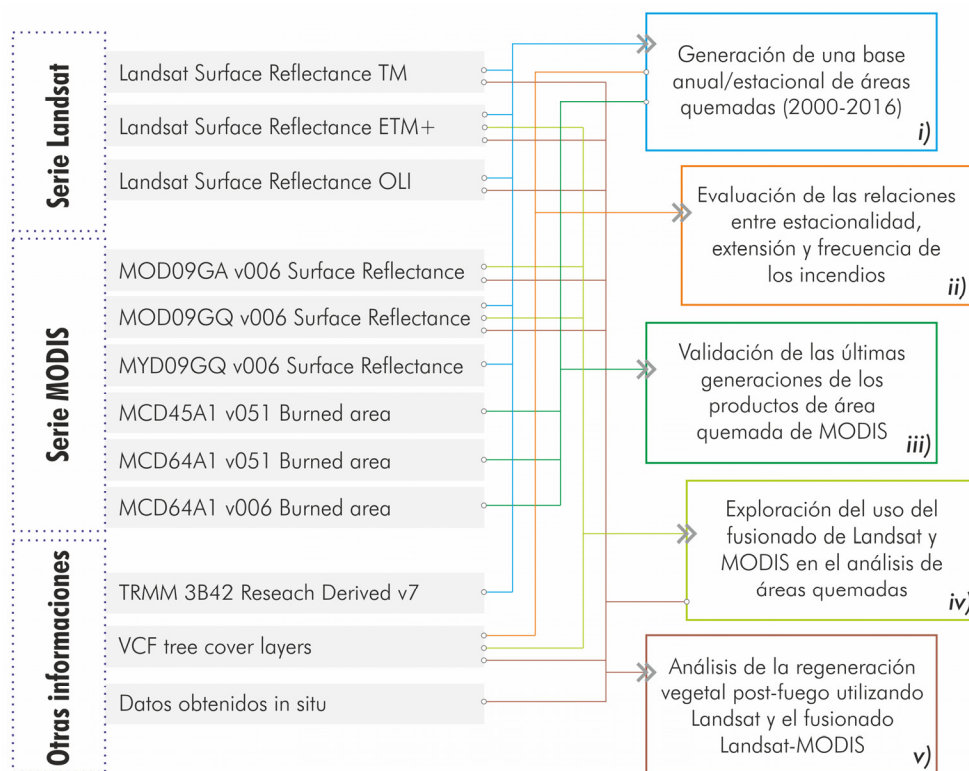


Figura 2.6. Materiales utilizados en cada una de las principales etapas de la investigación.

Cabe comentar que, al tratarse de una tesis en la modalidad ‘compendio de publicaciones’, en los capítulos en el que se reproducen los artículos publicados (Capítulos 3, 4, 5 y 6), también se dispone de una sección específica en la que se describen los procedimientos metodológicos desarrollados. De manera resumida, las siguientes subsecciones recogen los métodos y procedimientos aplicados más relevantes.

2.3.1. Generación de una base anual/estacional de áreas quemadas

2.3.1a. Extracción de las cicatrices de áreas quemadas (2000-2016)

La extracción de las cicatrices de áreas quemadas se realizó mediante un proceso de interpretación visual, considerando la cronología de las imágenes disponibles (Figura 2.7). Aunque costosa en términos de tiempo, la detección de las áreas afectadas por el fuego mediante interpretación visual es tradicionalmente utilizada en la generación de información sobre incendios, siendo considerado un proceso relativamente sencillo que genera resultados fiables (Bastarrika et al., 2011). Cabe resaltar que, generalmente, los resultados se utilizan como fuente de validación para el análisis de algoritmos de detección de área quemada (Bastarrika et al., 2014; Fraser et al., 2000; Melchiori et al., 2014).

En la literatura científica, encontramos una gran variedad de métodos automáticos y semi-automáticos para la extracción de áreas quemadas (Bastarrika et al., 2014; Melchiori et al., 2014; Shimabukuro et al., 2015), que demandan procesos de interpretación visual para la superación de errores de omisión y comisión (Daldegan et al., 2014), debido a la compleja heterogeneidad espectral de las cicatrices de incendios (Pereira, 2003). En un análisis comparativo entre distintos métodos (interpretación visual, automatizados y semi-automatizados) para la extracción de áreas quemadas en ambientes de sabana tropical utilizando imágenes Landsat, se obtuvieron mejores resultados con los primeros (Bowman et al., 2003). El *MTBS Fire Occurrence Dataset* (USGS and USDA, 2018), es un ejemplo de base datos nacional de áreas quemadas donde el proceso de interpretación visual juega un papel muy importante (Eidenshink et al., 2007). Otra relevante base nacional que utiliza técnicas de interpretación visual para la cartografía de áreas quemadas es la de Portugal (ICNF, 2018).

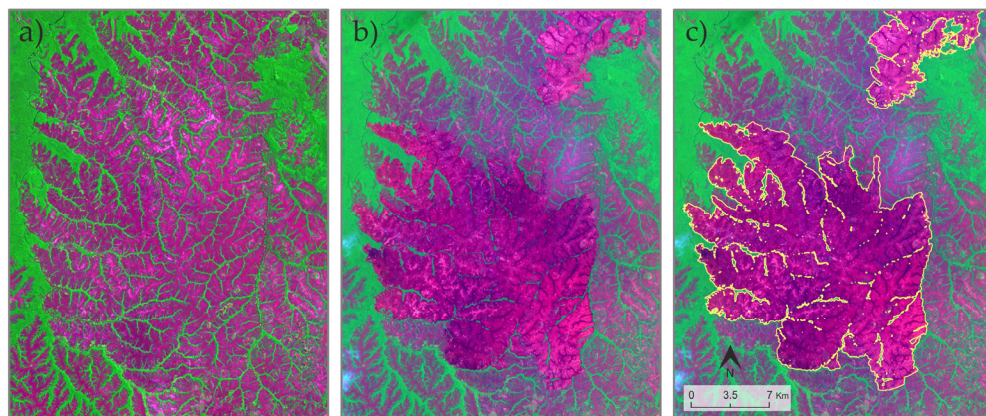


Figura 2.7. Ejemplo de la extracción de áreas quemadas mediante interpretación de la serie Landsat en un fragmento del CASE: (a) imagen en condiciones pre-fuego de 04 de agosto de 2007; (b) imagen en condiciones de post-fuego inmediato de 05 de septiembre de 2007; (c) identificación de las áreas quemadas (polígonos de contornos amarillos) sobre la imagen de post-fuego inmediato. Ambas imágenes (Landsat TM) se muestran en composición falso color (SWIR₂-NIR-RED/R-G-B).

Para auxiliar el proceso de interpretación visual, se ha utilizado el índice espectral *differenced Normalized Burn Ratio (dNBR)*. Este índice relaciona las bandas del NIR y SWIR del pre y post-fuego, siendo habitualmente utilizados para discriminar áreas quemadas y no quemadas así como estimar clases de severidad de los incendios (Key and Benson, 2006). Como resultado de esta etapa metodológica, se obtuvieron las cicatrices de áreas quemadas de toda la serie analizada, acompañadas de su información temporal a partir de las imágenes Landsat (fechas pre y post-fuego del incendio).

2.3.1b. Identificación del período de sequía y demarcación de sub-períodos

Una vez obtenidos, los datos *TRMM 3B42 Research Derived v7* fueron separados anualmente (2000-2016), para identificar inicialmente el período de sequía de cada año de la serie. Esta etapa se ha procesado aplicando un algoritmo de segmentación binaria (Binseg), que evalúa la media y la varianza del conjunto de datos para subdividirlo en segmentos. Este método está disponible en el *package 'changepoint'* (Killick and Eckley, 2013), implementado en el software CRAN R (RCT, 2016). La aplicación está fundamentada en el hecho de que las transiciones entre el período de lluvias y el período de sequía están marcadas por rápidos incrementos/decrementos de los valores pluviométricos (~4-5 mm/día) (Fu et al., 2013). Considerando las

condiciones climáticas de la región estudiada, el principio del período de sequía de cada año se ha identificado de acuerdo a la variabilidad de datos pluviométricos entre los meses de marzo, abril (generalmente identificado como el mes de transición) y mayo, forzando la identificación de dos segmentos que indiquen el momento de la transición. El mismo proceso se ha llevado a cabo con los datos de septiembre, octubre y noviembre, para identificar el final del período de sequía y el paso a la estación lluviosa.

Dentro de cada período de sequía anual, se han distinguido 3 sub-períodos: inicio del período de sequía (*early dry season*), mitad del período de sequía (*middle dry season*) y final del período de sequía (*late dry season*) (Figura 2.8). A estas tres categorías se suma el sub-período *out-of-dry season*, que incluye los incendios que suceden fuera del período de sequía anual. Esta subdivisión intenta superar los problemas asociados a una división dual (*early x late*) en el estudio de las áreas afectadas por el fuego en ambientes de sabana tropical (Laris et al., 2016). La demarcación anual de estos sub-períodos ha sido controlada por la identificación del sub-período central. Áreas quemadas en el *early dry season* son las que se sitúan entre el inicio del período de sequía y el inicio del *middle dry season*, mientras que los incendios durante el *late dry season* son las que ocurren entre la fecha final del *middle dry season* y la fecha final del período de sequía anual.

El *middle dry season* (localmente denominado sub-período 'modal') se define por ser el sub-período con mayor continuidad de niveles mínimos de lluvias durante el período de sequía, generalmente situado desde la mitad del mes de julio hasta la mitad del mes de septiembre. En el área de estudio, el principio de este sub-período está asociado a un pequeño pico de lluvias en el mes de julio (no presente en todos los años), que define la entrada de una sequía más intensa de aproximadamente 50 días.

Para la delimitación del *middle dry season*, se ha identificado el período ininterrumpido de lluvias diarias inferiores a 5 mm dentro de la estación de sequía de cada año. En los años en los que se ha reconocido un pequeño pico de lluvias en julio (10 de los 17 años analizados), se ha utilizado este primer criterio para su demarcación. Para los demás años, este criterio permitió identificar la fecha final del *middle dry season*, mientras que la fecha inicial se ha obtenido considerando la media de tiempo transcurrido entre inicio del período de sequía y el inicio del *middle dry season* en los años con pico de lluvias en julio.

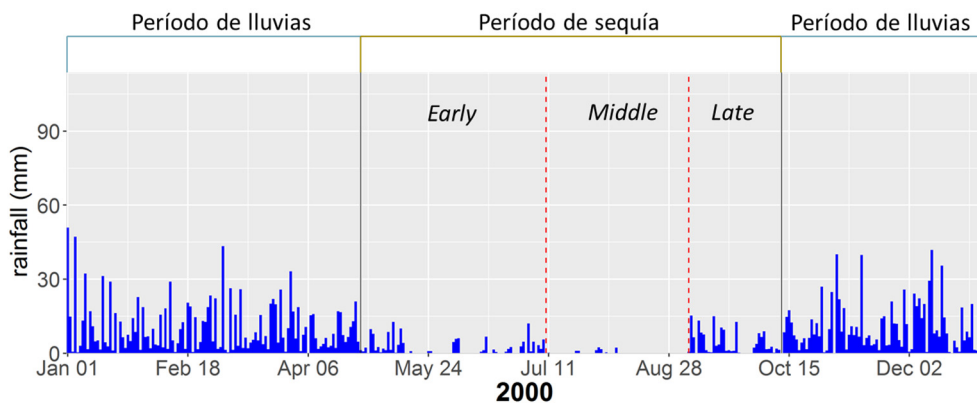


Figura 2.8. Ejemplo de la identificación del período de sequía con la demarcación de los sub-períodos en un año de la serie (2000). Se puede observar que este es un año de la serie que presenta el pequeño pico de lluvias en el mes de julio que da lugar al inicio del *middle dry season*.

2.3.1c. Optimización de las fechas de cada incendio utilizando MODIS y asignación del sub-período de sequía

Generada la cartografía de cicatrices de áreas quemadas y obtenidos los umbrales de los sub-períodos de cada año de la serie, se asigna el sub-período a cada cicatriz de la serie. Sin embargo, las fechas pre y post-fuego obtenidas con la serie Landsat no lo permiten la asignación en todos los incendios debido a la menor resolución temporal. En este contexto, se ha utilizado la serie multitemporal de reflectividad superficial de MODIS (MOD09GQ y MYD09GQ) para optimizar las fechas pre y post-fuego y permitir su categorización estacional. Diferentes estudios han demostrado el potencial de esta serie para identificar la fecha de los incendios (Boschetti et al., 2015; Panisset et al., 2014; Veraverbeke et al., 2014).

Ambos productos MODIS disponen de imágenes diarias y bandas espectrales en las regiones del rojo e infrarrojo cercano, donde los efectos del fuego sobre la vegetación generan importantes variaciones en los valores de reflectividad (Trigg and Flasse, 2000). En las cicatrices en las que no es posible utilizar la serie Landsat para asignar su sub-período (un total de 496 cicatrices), se utilizan las imágenes diarias de los productos MODIS para optimizar la fecha del fuego. Cuando la duración de un determinado incendio sobrepasa el período de transición entre dos sub-períodos de sequía, fue el caso de 23 cicatrices, se ha considerado la mayor proporción

de área quemada en un determinado sub-período como criterio de distinción. En 38 cicatrices de fuego (incendios inferiores a 8 ha – aproximadamente 1 píxel de MODIS) se han detectado limitaciones asociadas a la baja resolución espacial de MODIS. En estos casos, la categorización se ha definido mediante la interpretación visual de la primera imagen post-fuego disponible, en donde se detecta una señal más acentuada de la cicatriz cuando el incendio es reciente. En todo caso, es importante considerar que estos casos específicos representan apenas un 4.26% del número de cicatrices de la base de datos generada.

Como resultado de esta etapa y de las dos descritas anteriormente se ha podido generar una base multitemporal anual/estacional de áreas quemadas para el CASE, de media/alta resolución espacial, para el período 2000-2016.

2.3.2. Evaluación de las relaciones entre estacionalidad, extensión y frecuencia de los incendios

La estratificación y análisis de la incidencia del fuego en el CASE ha sido realizada utilizando la base multitemporal de cicatrices de áreas quemadas desarrollada en las etapas previas. La información ha sido sistematizada por año y por sub-períodos de sequía, para recopilar el número total de incendios y el área afectada en cada grupo. Cada incendio ha sido también categorizado de acuerdo con su tamaño: muy pequeños (<15 ha); pequeños (15-100 ha); medios (100-1000 ha); grandes (1000-5000 ha); y muy grandes (>5000 ha).

El *package* 'yarr' del software R (Phillips, 2017) se utiliza para explorar patrones estacionales de las cicatrices de áreas quemadas de acuerdo con su tamaño. Este *package* permite generar información gráfica de la distribución de los datos en atención a tres aspectos: (i) permite la representación del conjunto total de los datos; (ii) explicita la tendencia central y la densidad de distribución de los datos con el recurso *bean smoothed density* (Kampstra, 2008); (iii) posibilita la inferencia estadística de diferencias entre grupos de datos, empleando un *Bayesian Estimation Supersedes T-Test* (BEST) para generar 95% *Highest Density Intervals* (HDI) de la media de cada grupo.

Además, se ha utilizado las estimaciones de CVA por píxel del producto de Landsat VCF *tree cover* para analizar los patrones de las cicatrices de áreas quemadas en relación al tipo de superficie afectada. Considerando la resolución temporal del producto en el momento de su utilización (2000, 2005, 2010 y 2015), se ha seleccionado siempre el producto pre-fuego más cercano en el tiempo para contabilizar el porcentaje de CVA. Es decir, para el período de 2000-2004 se utiliza el producto de 2000; para el período de 2005-2009 se ha utilizado el producto de 2005; para el período de 2010-2014, el producto de 2010; y el producto de 2015 para los años de 2015 y 2016.

Desde el punto de vista estadístico, se ha aplicado el test *one-way* de análisis de la varianza (ANOVA), para verificar la existencia/ausencia de diferencias significativas ($p < 0.05$) en dos casos: (i) al comparar los subtotales quemados sobre superficies de vegetación leñosa ($CVA > 30\%$) en distintos sub-períodos de sequía; (ii) al verificar la relación de los subtotales de pérdidas de áreas de vegetación leñosa entre 2000 y 2015 en grupos de píxeles sometidos a distintas clases de recurrencia de fuego. En los dos casos, los datos han pasado por una transformación logarítmica para garantizar los requerimientos de heterocedasticidad y normalidad de los análisis ANOVA. La homogeneidad de la varianza se comprueba con el *Levene's test* ($p > 0.05$) y la normalidad con el *Kolmogorov-Smirnov test* ($p > 0.05$). El test *post-hoc Tukey* ($p < 0.05$) se ha aplicado para verificar las diferencias entre los distintos grupos analizados. También se realiza un análisis de regresión para analizar las relaciones entre los totales de áreas quemadas y sus respectivos subtotales computados en cada clase de CVA.

Finalmente, la distribución espacial de la recurrencia de áreas quemadas se analiza mediante algebra de mapas. Las áreas con alta recurrencia se han resaltado sobre el mapa de recurrencia final, para identificar visualmente las áreas más/menos frecuentemente afectadas por el fuego.

2.3.3. Validación de los productos de área quemada de MODIS

La base multitemporal anual/estacional de áreas quemadas se utiliza como referencia para analizar la fiabilidad de las últimas versiones de productos MODIS de área quemada (MCD45A1 v051, MCD64A1 v051 y MCD64A1 v006).

A los procesos de descarga y pre-procesamiento de los productos de área quemada de MODIS, se incluyen dos nuevas fases de trabajo: (i) individualización y asignación del sub-período de sequía a las áreas quemadas identificadas en cada producto MODIS; (ii) evaluación espacial y estadística de cada producto de área quemada. Las siguientes subsecciones describen los pasos desarrollados en cada etapa.

2.3.3a. Individualización y asignación del sub-período de sequía de las áreas quemadas identificadas en cada producto MODIS

Para adecuar las informaciones de áreas quemadas de cada producto MODIS a las características de la base multitemporal de referencia, se ha procesado la individualización las áreas quemadas, seguido de la identificación del sub-período de sequía de cada incendio.

En primer lugar, se ha generado el acumulado anual de cada producto, asignándose para cada píxel la fecha juliana en la que se ha quemado o el valor "0" (áreas no afectadas por el fuego). En los píxeles con más de un incendio en el mismo año, se mantiene en el acumulado anual el valor más parecido a los píxeles vecinos. El resto de los valores se recogen en un *layer* adicional, para su integración en etapas posteriormente descritas.

En un segundo momento, se individualizan los incendios en cada acumulado anual mediante una función de *clump*, disponible en el *package* 'raster' del software R. Esta función disuelve los píxeles quemados por su continuidad espacial (utilizando como criterio las 8 posibles direcciones de píxeles vecinos). A continuación, los mismos acumulados anuales se procesan con una función de segmentación espacial por crecimiento de regiones ('*segmentation_cc*' disponible en la aplicación Orfeo Tool Box 6.0), utilizando como criterios la distancia temporal de 8 días julianos y el tamaño mínimo de píxel de uno. Como paso final se combinan los resultados derivados de los *clumps* y del proceso de segmentación y se disuelven todos los polígonos inferiores a 3 píxeles pertenecientes al mismo *clump*. Procedimientos similares han sido aplicados por Frantz et al. (2016) en la análisis de los patrones espaciales de los incendios en Sudáfrica utilizando productos MODIS.

En tercer lugar, una vez individualizados los incendios, se les asigna el sub-período de sequía (*early dry season*, *middle dry season*, *late dry season* y

out-of-dry season) a partir de su fecha juliana, aplicando una función de valores mayoritarios dentro de cada polígono de incendio.

Como resultado, se obtienen 4 *layers* (uno para cada sub-período de sequía) en cada año de la serie por producto de área quemada de MODIS. Además, los *layers* adicionales generados en las etapas previas (que incluyen los valores asociados a quemas múltiples en un mismo píxel) han sido procesados para integrarse a la base final. Para ello, se aplican las mismas etapas de procesamiento de los acumulados anuales (generación de *clumps*, segmentación y asignación del sub-período de sequía), siendo finalmente integrados en los 4 *layers* anuales de cada producto.

2.3.3b. Evaluación espacial y estadística de los productos de área quemada

Ajustados los productos MODIS de área quemada a las características de la base de referencia, los estadísticos de validación se aplican mediante la generación de matrices de error (Congalton, 1991) que integran los valores presentados por cada producto de área quemada y la base de referencia, calculándose los errores de omisión (Oe), comisión (Ce) y el coeficiente de Dice. Esos estadísticos son habitualmente utilizados en estudios de validación de productos de áreas quemada de moderada/baja resolución espacial (Libonati et al., 2015; Padilla et al., 2015, 2014; Ruiz et al., 2014; Tsela et al., 2014).

Adicionalmente, se han generado diagramas de Pareto (*Pareto boundaries*) (Figura 2.9) para caracterizar el grupo general de celdas afectadas por el fuego y comparar los subgrupos de detección por sub-períodos de sequía. El uso de los diagramas de Pareto en el análisis de productos de área quemada de moderada/baja resolución espacial ha sido propuesto por Boschetti et al. (2004) para auxiliar el análisis mediante comparación con productos de más alta resolución espacial. La delimitación del diagrama de Pareto en un enfoque bidimensional que permite visualizar, dato un patrón espacial de distribución de los incendios y la resolución espacial de los productos de área quemada, la región de valores mínimos de Oe y Ce que puede ser alcanzada (Boschetti et al., 2004).

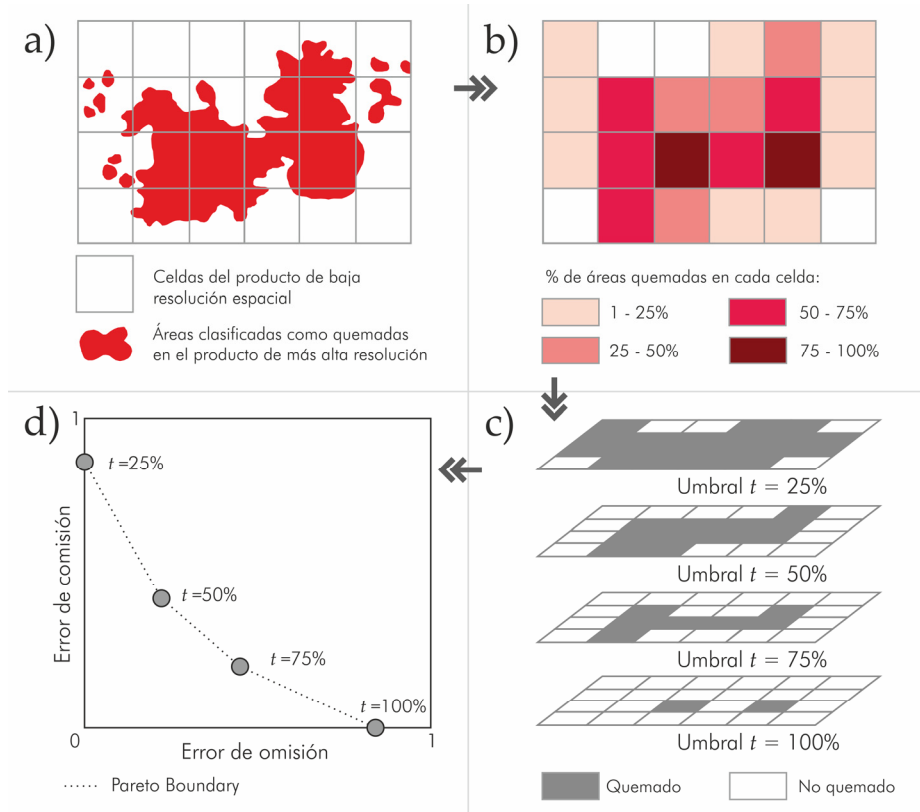


Figura 2.9. Proceso de generación del Pareto boundary: (a) celdas del producto de baja resolución espacial superponiéndose sobre las áreas quemadas de más alta resolución; (b) identificación de los porcentajes quemados en cada celda; (c) generación de clasificaciones binarias (quemado/no quemado) con distintos umbrales ' t ' de porcentaje de área quemada; (d) *Pareto boundary*, definido a partir de los valores de omisión y comisión verificados en los distintos umbrales de clasificación. Fuente: adaptado de Boschetti et al., 2004.

2.3.4. Exploración del fusinado entre Landsat y MODIS en el análisis de áreas quemadas

Uno de los grandes retos en la generación de series multitemporales en las zonas de transición entre las sabanas tropicales y la Amazonia brasileña reside en la baja disponibilidad de imágenes de media/alta resolución espacial, debido a la fuerte influencia de las perturbaciones atmosféricas (Asner, 2001; Sano et al., 2007). Para superar problemas como este, existe una gran cantidad de estudios que intentan ampliar el universo de datos a través de la aplicación de métodos de fusinado de imágenes Landsat y MODIS (Alparone et al., 2015).

Uno de los algoritmos de fusión más conocidos es el *Spatial and Temporal Adaptive Reflectance Fusion Model* (STARFM) (Gao et al., 2006), que ha sido aplicado a temáticas tan variadas como el estudio de los cambios fenológicos de la vegetación (Walker et al., 2012), la estimación de *gross primary production* (Singh, 2011), el análisis multitemporal de la evapotranspiración (Cammalleri et al., 2014), o la cartografía de usos del suelo (Senf et al., 2015). Este algoritmo opera mediante un análisis de vecindad (ventana móvil) en el que se establece una ponderación entre píxeles espectralmente similares en la imagen de baja resolución MODIS y la imagen Landsat. De este modo, dado un par de imágenes Landsat-MODIS adquiridos en t_0 (par predictor) y una imagen MODIS adquirida en t_k (fecha simulada), STARFM simula los valores de la imagen en t_k con la resolución espacial de Landsat (Gao et al., 2006), asumiendo la correspondencia de bandas espectrales entre los dos sensores.

Más recientemente, otro método de fusión es el conocido como *Flexible Spatiotemporal DATA Fusion* (FSDAF) (Zhu et al., 2016). Así como STARFM, este algoritmo opera desde un único par predictor, que está relacionado con una imagen de menor resolución espacial en la fecha de predicción deseada. En comparación a sus antecesores, FSDAF está diseñado para situaciones en las que se presentan cambios abruptos y progresivos de uso y cubierta del suelo entre las imágenes relacionadas, incorporando ideas de STARFM, interpolación espacial y métodos de fusión con base en desmezclado espacial. Zhu et al. (2016) realizaron un análisis comparativo entre los resultados obtenidos con STARFM y FSDAF en dos casos de estudio que pasaron por cambios abruptos (área de actividades agrícolas heterogéneas y área afectada por una inundación), concluyendo que los resultados del segundo método presentan mayor efectividad.

En el contexto de esta tesis doctoral, el objetivo ha sido analizar el potencial de las técnicas de fusión Landsat-MODIS utilizando FSDAF en el marco del análisis de incendios en áreas de sabana tropical de la Amazonia. Para este fin, se ha seleccionado dos grandes incendios: el primero (con un total de 11,860 ha) en septiembre de 2015, en áreas del enclave de sabana de los Campos Amazônicos; el segundo incendio (con un total de 13,185 ha), afectó a zonas del enclave de sabana Serra da Cutia, también situado en el sur de la Amazonia brasileña.

2.3.4a. Aplicación del fusinado utilizando el método FSDAF

En cada uno de los incendios seleccionados se han utilizado tres pares de imágenes: pre-fuego, post-fuego inmediato y post-fuego, trabajados con las bandas espectrales del rojo, NIR, SWIR₁ y SWIR₂ del sensor Landsat ETM+ (bandas 3, 4, 5 y 7) y Terra-MODIS (bandas 1, 2, 6 y 7). Adicionalmente al fusinado aplicado banda a banda, también se han utilizado índices espectrales derivados de estas bandas, en concreto con los índices *Normalized difference vegetation index* (NDVI), *Normalized difference moisture index* (NDMI), *Global environment monitoring index* (GEMI), *Soil-adjusted vegetation index* (SAVI), *Normalized burn ratio* (NBR) y el *Differenced normalized burn ratio* (dNBR).

En cumplimiento de los requisitos de aplicación del algoritmo, los pares de imágenes han sido tratados pre-procesados (reproyección, co-registro, remuestreo y recorte). Los procesos de fusión se han aplicado siempre para obtener información multispectral para la fecha de post-fuego inmediato utilizando el par predictor de la siguiente imagen post-fuego (distante 48 días de la imagen post-fuego inmediato en los dos casos de estudio).

2.3.4b. Evaluación estadística y espacial del proceso de fusinado

El primer aspecto a destacar del proceso de validación es que para todas las imágenes simuladas se dispone de una correspondiente imagen Landsat real. De este modo, los resultados se analizaron contrastando el comportamiento espectral de las bandas e índices de las imágenes simuladas frente a las reales. Para ello, se calculan cuatro estadísticos de validación, habitualmente utilizados en la evaluación de procesos de fusión de imágenes (Emelyanova et al., 2013; Gevaert and García-Haro, 2015; Zhu et al., 2016): *Pearson's correlation coefficient* (r); *Root Mean Square Error* (RMSE); *average difference or Mean bias* (Bias); y el *Structure Similarity Index Measure* (SSIM).

El comportamiento de los valores de los índices NDVI, NDMI, GEMI, SAVI Y NBR derivados del proceso de fusinado se ha contrastado gráficamente con los valores obtenidos con imágenes reales de Landsat. Para esto, los índices han sido agrupados de acuerdo a tres categorías de CVA (<15%, 15-30% y >30%).

Además, los valores de dNBR obtenidos con las imágenes fusionadas también han sido valorados. Para esto, se han derivado cuatro categorías de severidad de fuego: *unburned* (<0.149), *low* (0.150-0.269), *moderate low*

(0.270-0.439), *moderate high* (0.440-0.659) y *high* (0.660-1.300), adaptadas de los rangos definidos por Key and Benson (2006). Los valores obtenidos por imágenes reales y derivadas de procesos de fusión han sido comparados visual y estadísticamente mediante el estadístico de *Cohen's kappa* y la generación de la matriz de confusión.

2.3.5. Análisis de la regeneración vegetal utilizando Landsat y el fusionado Landsat-MODIS

En esta etapa final de la tesis, se analiza el proceso de regeneración vegetal post-fuego en el CASE, mediante la generación de una serie multitemporal de imágenes Landsat, completada con imágenes derivadas del fusionado entre Landsat y MODIS. Se selecciona el período de 2009-2016 (8 años) dentro de la serie disponible, para realizar el seguimiento en tres incendios sucedidos en 2010, 2014 y 2016. Cada año de la serie cuenta con 8 registros multitemporales: una composición para cada mes del período de sequía anual (mayo a octubre); y otras dos composiciones (una anterior y otra posterior al período de sequía), para integrar el final y el principio del período de lluvias.

Una vez generada la serie multitemporal, se han derivado dos índices espectrales (NDVI y NBR) para analizar el proceso de regeneración vegetal post-fuego. Ambos índices varían entre -1 y 1, siendo el NDVI un referente para estimar el vigor vegetal de la vegetación (Pettorelli et al., 2005) al relacionar las bandas del NIR y rojo (Rouse et al., 1974; Tucker, 1979). Mientras, el NBR es un índice habitualmente utilizado para la estimación de los efectos del fuego, utilizando en su computo las bandas del SWIR y NIR (Key and Benson, 2006). El análisis se realiza mediante muestreos de píxeles divididos en tres grupos: (i) áreas quemadas en 2010; (ii) áreas quemadas en 2010 y 2014; (iii) áreas quemadas en 2010 y 2016. Adicionalmente, se han considerado subgrupos de acuerdo con distinto porcentaje de CVA (baja/media baja vs. media alta/alta).

De acuerdo con estos grupos y subgrupos, se obtienen los valores medios de cada registro de la serie temporal, permitiendo el contraste gráfico de las trayectorias resultantes. Esta comparación cuali-cuantitativa ha posibilitado el análisis del proceso de regeneración vegetal post-fuego, verificando el tiempo transcurrido para que se obtengan los índices de vigor vegetal previos al fuego.

Finalmente, los datos derivados de la campaña de campo de septiembre de 2016 se sistematizan y analizan en relación a los resultados obtenidos en el análisis multitemporal de índices espectrales. Los grupos de parcelas analizadas (áreas de predominio de cobertura vegetal herbácea y áreas de predominio de cobertura vegetal arbórea) se subdividen en función de las categorías: quemado recientemente; sin fuego desde 2014 y sin fuego desde 2010, permitiendo la comparación gráfica de las variables adquiridas en campo. También se han incluido aspectos relativos a la sucesión de comunidades vegetales y a las características de los suelos del área para describir los efectos del fuego a escala de campo.

CAPÍTULO 3

Patrones espacio-temporales de la incidencia del fuego en el enclave de sabana tropical de los Campos Amazônicos

Publicado como:

- Alves, D.B., Pérez-Cabello, F., 2017. Multiple remote sensing data sources to assess spatio-temporal patterns of fire incidence over Campos Amazônicos Savanna Vegetation Enclave (Brazilian Amazon). *Science of the Total Environment* 601–602, 142–158. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.05.194.

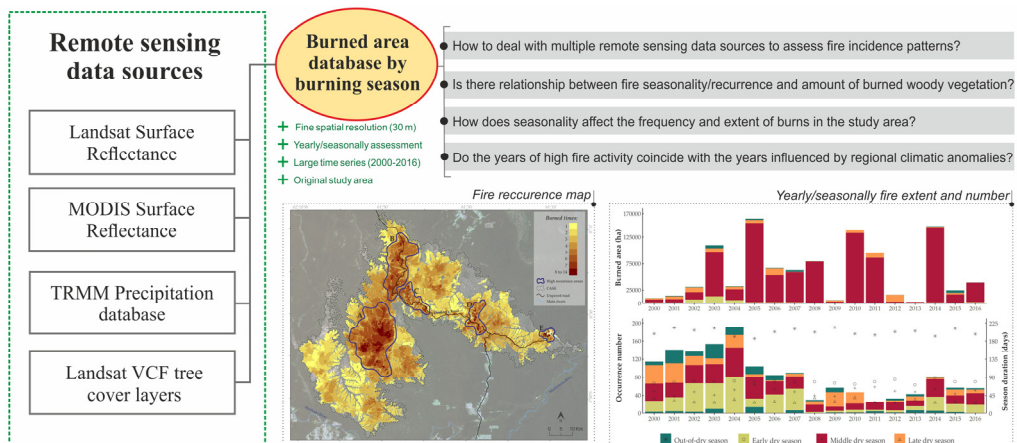
Multiple remote sensing data sources to assess spatio-temporal patterns of fire incidence over Campos Amazônicos Savanna Vegetation Enclave (Brazilian Amazon)

Abstract

Fire activity plays an important role in the past, present and future of Earth system behavior. Monitoring and assessing spatial and temporal fire dynamics have a fundamental relevance in the understanding of ecological processes and the human impacts on different landscapes and multiple spatial scales. This work analyzes the spatio-temporal distribution of burned areas in one of the biggest savanna vegetation enclaves in the southern Brazilian Amazon, from 2000 to 2016, deriving information from multiple remote sensing data sources (Landsat and MODIS surface reflectance, TRMM pluviometry and Vegetation Continuous Field tree cover layers). A fire scars database with 30 m spatial resolution was generated using a Landsat time series. MODIS daily surface reflectance was used for accurate dating of the fire scars. TRMM pluviometry data were analyzed to dynamically establish time limits of the yearly dry season and burning periods. Burned area extent, frequency and recurrence were quantified comparing the results annually/seasonally. Additionally, Vegetation Continuous Field tree cover layers were used to analyze fire incidence over different types of tree cover domains. In the last seventeen years, 1.03 million hectares were burned within the study area, distributed across 1432 fire occurrences, highlighting 2005, 2010 and 2014 as the most affected years. Middle dry season fires represent 86.21% of the total burned areas and 32.05% of fire occurrences, affecting larger amount of higher density tree surfaces than other burning periods. The results provide new insights into the analysis of burned areas of the neotropical savannas, spatially and statistically reinforcing important aspects linked to the seasonality patterns of fire incidence in this landscape.

Keywords: fire history, remote sensing, seasonality, conservation units, savanna enclave, Brazilian Amazon.

Graphical abstract



3.1. Introduction

Fire is one of the major factors in the dynamic of ecosystem processes playing a key role in Earth system behaviour (Bond et al., 2005). Human-induced fires have profoundly influenced fire regime alterations worldwide, largely by increasing fire frequency and destructiveness to ecosystems (Pausas and Keeley, 2009). On a global scale, tropical savannas is the most fire-prone biome and the largest source of atmospheric emissions from biomass burning (Pereira, 2003). The Brazilian neotropical savanna (Cerrado), considered as a global biodiversity hotspot, occupies over 2 million km² and is the second largest biome in the country after the Amazon (Cavalcanti and Joly, 2002). The transition areas between Cerrado and Amazon, also known as the 'Arc of Deforestation and Fire of the Legal Amazon', is the region most frequently affected by fire in the last decades within Brazilian territory (Schroeder et al., 2009; Silva Cardozo et al., 2011).

According to paleoclimatic and paleo-vegetational studies, fire has been burning tropical savannas of South America more than 32,000 years ago (Ledru, 2002; Salgado-Labouriau and Ferraz-Vicentini, 1994), before the presence of man, which demonstrates that natural fire regimes influences in the Cerrado formation, categorized as fire-dependent/influenced landscape (Hardesty et al., 2005). In this type of landscape, natural fire regimes are mainly associated to the occurrence of lightning during the wet season (Ramos-Neto and Pivello, 2000), generally resulting in low intensity burns that plays an important role for nutrient cycling, diversity maintenance and habitat structure (Pivello, 2011). However, the anthropic activities had a significant impact on the increase of fire recurrence in the last decades, directly influencing the alteration of these environments (Goldammer, 1993). High fire frequency or even seasonality alteration of burns are associated with severe impacts on biosphere, pedosphere and atmosphere components (Pausas and Keeley, 2009). Regarding vegetation, frequent fires impact on reduction of nutrient stock and total biomass, especially in relation to tree and shrub formations, which may result in the exclusion of vegetal species more sensitive to fire (Hoffmann and Moreira, 2002; Moreira, 2000), as well as fauna species (Silveira et al., 1999). The incidence of frequent and high temperatures can lead to altered physical and chemical soil characteristics, favoring high rates of erosion and soil losses (Certini, 2005). The total greenhouse gas emissions to the atmosphere from the combustion of fuel loads have also a relevant impact (Bowman et al., 2009; Levine et al., 1995).

Human influences on fire regimes occur directly and indirectly. On the one hand, a direct increase in the number of ignitions is mainly associated with clearing of areas for pasture, land preparation for agriculture and animal attraction for hunting, where fire often gets out of control and generates large forest fires. On the other hand, the changes promoted in the landscape, such as construction of roads and introduction of new vegetation species may be related to the increase of susceptibility to fire on certain areas (Hardesty et al., 2005). In the perspective of anthropogenic influences on climate change, possible extensions of drought seasons may increase the exposure of these areas to the fire risk. In the Cerrado-Amazon transition areas, increase in burned areas is closely related to the last-decades changes in land use and land cover (Eva and Lambin, 2000; Ometto et al., 2016), mainly associated with the expansion of crop and pasture areas, road and communication network construction and population density growth.

In this context, fire activity monitoring is an essential procedure in order to answer purely scientific questions associated with understanding of ecological processes and the human impacts in multiple spatial scales of analysis. Furthermore, it generates valuable information from the point of view of land management, supporting strategic alternatives for biodiversity and soil conservation and reduction of carbon emissions. In Brazil, there is an urgent need in national fire policy (Durigan and Ratter, 2016) defining guidelines and implementing strategies for fire management plans, since this issue is still little considered in the scope of Brazilian conservation policies.

Remote sensing is an essential source allowing generation of systematic information at different spatial and temporal scales necessary for monitoring and better understanding of fire affected areas (Giglio et al., 2010; Pereira, 2003). It provides global coverage and multitemporal assessment, supporting pre- and post-fire studies ranging from the generation of risk models (Chuvieco et al., 2010; Maeda et al., 2009) to the analysis of regeneration processes (Röder et al., 2008; Van Leeuwen et al., 2010). There is a growing body of literature that use long time series of fine spatial resolution images for the analysis of fire histories in annual approaches to different global landscapes, such as for savanna areas of South Africa and Botswana (Hudak and Brockett, 2004), arid grasslands of Australia (Greenville et al., 2009), Mediterranean grasslands of Spain (Röder et al., 2008), rainforest of Amazon (Alencar et al., 2011; Morton et al., 2011) and in the core areas of the Cerrado (Daldegan et al., 2014; Lemes et al., 2014).

It is worth noting that unlike countries such as Canada, with the Canadian Wildland Fire Information System (CWFIS) (CFS, 2018), United States, with the Monitoring Trends in Burn Severity (MTBS) Fire Occurrence Dataset (USGS and USDA, 2018), and Spain, with the Spanish Department of Defense Against Forest Fires Stats database (MAPAMA, 2018), which contain systematic record of decades of valuable information, Brazil does not have database of fire occurrences with similar characteristics. Fire Incident Report (ROI, Portuguese acronym) is the official database, available from the National Forest Fires Prevention and Combat System (PREVFOGO), linked to the Brazilian Institute of the Environment and Renewable Natural Resources (IBAMA). Most of ROI data lack temporal and spatial continuity and are related to fire occurrences in protected areas where actions for their extinction were employed. Although efforts have been made to develop burned area detection algorithms adapted to fire behavior in Brazilian biomes (Libonati et al., 2015; Melchiori et al., 2014; Shimabukuro et al., 2015), an official spatial database that accounts for fire-affected areas is not yet available. The most relevant current achievement is presented by the Burning Monitoring Program of the National Institute for Space Research (INPE), through the 'Queimadas project' (INPE, 2018), which is introducing initial results of an automatic algorithm of burned areas detection at 30 m spatial resolution (known as AQ30m), restricted to the core area of the Brazilian Cerrado biome for the period of 2011 to 2015.

Pending availability of improved outcome results, the estimation of burned areas on local and regional scales, especially in the protected areas of the Brazilian National System of Conservation Units (SNUC), nowadays is based on accumulated active fire data derived from sensors of moderate/low spatial resolution. Although this information has been very relevant in the development of fire alert systems in areas of difficult accessibility, they present many limitations due to their direct interpretation as burned areas (Schroeder et al., 2010). Furthermore, validation of the major currently available global burned area products present high omission errors (Libonati et al., 2014; Padilla et al., 2015), which is not compatible with the generation of fire recurrence databases at local/regional scales.

Among different sensors applied in the burned areas assessment and monitoring, it is possible to highlight those that are aboard the series of Landsat satellites (Thematic Mapper - TM, Enhanced Thematic Mapper - ETM+, Operational Land Imager - OLI), Terra and Aqua (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer - MODIS). More precise and quite acceptable information for land management at local/regional scale is derived from the Landsat series (Lentile

et al., 2006), which currently has more than four decades of global coverage. On the other hand, the MODIS series offers daily information, in a lower spatial resolution, allowing a more exhaustive temporal monitoring from 2000 to the present day (Giglio et al., 2013).

High temporal resolution information on burned area is needed to improve analysis of the fire affected areas in tropical savannas. Fires occurring before or at the beginning of dry season are generally cooler and less intense, while those occurring in the months of accumulated and dry fuel loads (usually the central and late months of the dry season) burn intensely (Andersen et al., 2005; Williams et al., 1998). Higher damage to woody vegetation is related to this period of intense fires, more susceptible to the spread beyond tree vegetation formations (Laris et al., 2016; Nepstad et al., 2004). Furthermore, in some years the influence of climatic anomalies in the Amazon, such as regional climate phenomena El Niño Southern Oscillation (ENSO) and the Atlantic Multidecadal Oscillation (AMO), are present (Lewis et al., 2011; Marengo et al., 2011, 2008). They are usually associated with severe droughts, variations in precipitation regimes, temperatures and evapotranspiration levels.

Unlike the large literature regarding fire histories in annual approaches, few studies have investigated the seasonality of fire incidence using fine spatial resolution time series. To date, researches with these characteristics are restricted to selected areas of the Australian (Russel-Smith et al., 1997) and African savannas (Laris, 2002, 2005). Yearly/seasonally studies based on coarse resolution time series are more recurrent, such as those of the Mediterranean vegetation in Israel (Levin and Heimowitz, 2012) and the savanna-forest contact areas in Madagascar (Jacquin and Goulard, 2013). For the Cerrado and the Amazon areas, available seasonal studies are based mainly on the analysis of satellite active fire information (Alencar et al., 2015; Chen et al., 2013; Schroeder et al., 2009). Although accumulated active fire points enable key moments related to the annual/seasonal incidence of fire to be estimated and provide relevant information in studies on a coarse scale, they restrict the direct interpretation to a total of burned areas and number of fires (Schroeder et al., 2008). The coarse spatial resolution of these products and the high omission rates, especially in relation to small fires (Laris, 2005; Schroeder et al., 2010), limit their use to a regional/local analysis of this phenomenon.

This lack of seasonal studies of fine spatial resolution is mainly related to the constraints imposed by the influence of atmospheric perturbations combined with

a reduced temporal resolution of the Landsat series, which limit the interpretation of its date of burning and consequently its seasonal assignment (Laris, 2005). In this view, different researches have explored the potential of combining fine and coarse spatial resolution temporal series (i.e. Landsat and MODIS) to address problems of availability of fine resolution multitemporal records, such as in the study of spatio-temporal patterns of forest changes in Guatemala (Hayes and Cohen, 2007), in the estimation of spatial and temporal patterns of aboveground biomass of sandy grasslands in China (Yan et al., 2015) or in the multi seasonal mapping of land cover over complex Mediterranean environments in Portugal (Senf et al., 2015). Regarding topics more specifically associated with fire dynamics, recent studies have demonstrated the potential of the MODIS series for accurate time information on burned areas (Boschetti et al., 2015; Panisset et al., 2014; Veraverbeke et al., 2014).

In this context, this work aims to explore the combination of multiple remote sensing data sources - Landsat and MODIS surface reflectance, Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) pluviometry and Vegetation Continuous Field (VCF) tree cover layers - to analyze spatial and temporal patterns of fire incidence in one of the biggest enclaves of savanna vegetation in the southern Brazilian Amazon, the Campos Amazônicos Savanna Enclave (CASE). The analysis is based on all the coincident time series of Landsat and MODIS available until now (2000-2016), seeking to: (i) generate an annually/seasonally fire database of fine spatial resolution (30 m) for the last 17 years; (ii) assess the relationships between seasonality and the extent and frequency of fires; (iii) analyze the connections between fire seasonality/recurrence and the woody cover areas affected by fire.

This is the first study that generates and analyzes an annual/seasonal database of fine spatial resolution on the incidence of fire on South American savanna environments. At the same time, it presents an original methodology that combines remote sensing data sources to monitor and assess spatial and temporal incidence of fire, providing an important opportunity to advance over the restricted literature that deals with the seasonal study of fire in fine spatial resolution. Thus, this study contributes to the understanding of fire dynamics and its repercussions on total environment, generating valuable data in the field of fire management on a local/regional scale.

3.2. Materials and methods

3.2.1. Study area

The CASE (Figure 3.1) has a total area of 4342 km², located in the southwestern quadrant of the Brazilian Amazon, covered by the municipalities of Manicoré, Humaitá, Novo Aripuanã (State of Amazonas) and Machadinho D'Oeste (State of Rondônia). Currently, the CASE is almost entirely integrated as a protected area within SNUC, with 47% belonging to the limits of the Campos Amazônicos National Park (CANP), 46% in the Tenharim Marmelos Indigenous Land (Marmelos IL) and 5% in the Tenharim Igarapé Preto Indigenous Land (Igarapé Preto IL) (Figure 3.1).

The climatic conditions of the region are characterized by high annual average temperatures, ranging between 24°C and 28°C, and an annual rainfall of up to 2000 mm. The period from November to March is considered wet season, while dry season extends from May to September; the months of April and October usually correspond to the transition between the two seasons (Marengo et al., 2001). Fire activity tended to increase exponentially with the decrease of rainfall in the dry season (Aragão et al., 2008). From a geological point of view, the area is part of Central Brazil Shield (southern Amazonian Craton) and the main geological formation is derived from the Neoproterozoic (*palmeiral* formation), a sedimentary lithology. In general terms, the topography is composed predominantly by flat slopes and dystrophic soils (neosols marked by the presence of *plinthite* in the B horizon), with soil type variations associated mainly in areas of riparian vegetation (ICMBio, 2016; Motta et al., 2002).

CASE is a continuous area of predominance of savanna phytophysiognomies in a region dominated by rainforest vegetation (Figure 3.1_a) and is considered one of the biggest savanna enclaves in southern Brazilian Amazon. The group of vegetation formations of the CASE region is classified as disjunct Amazonian savannas (Ratter et al., 2003), which corroborates the possibility that, in addition to the modern environmental factors, the current vegetation pattern of the area reflects the dynamics of the climatic changes of the Tertiary and Quaternary periods (Carneiro Filho, 1993). It is possible that in this area of relict vegetation isolated from the core of the Cerrado biome, speciation processes are in progress, making its protection extremely important for conservation of genetic biodiversity (ICMBio, 2016).

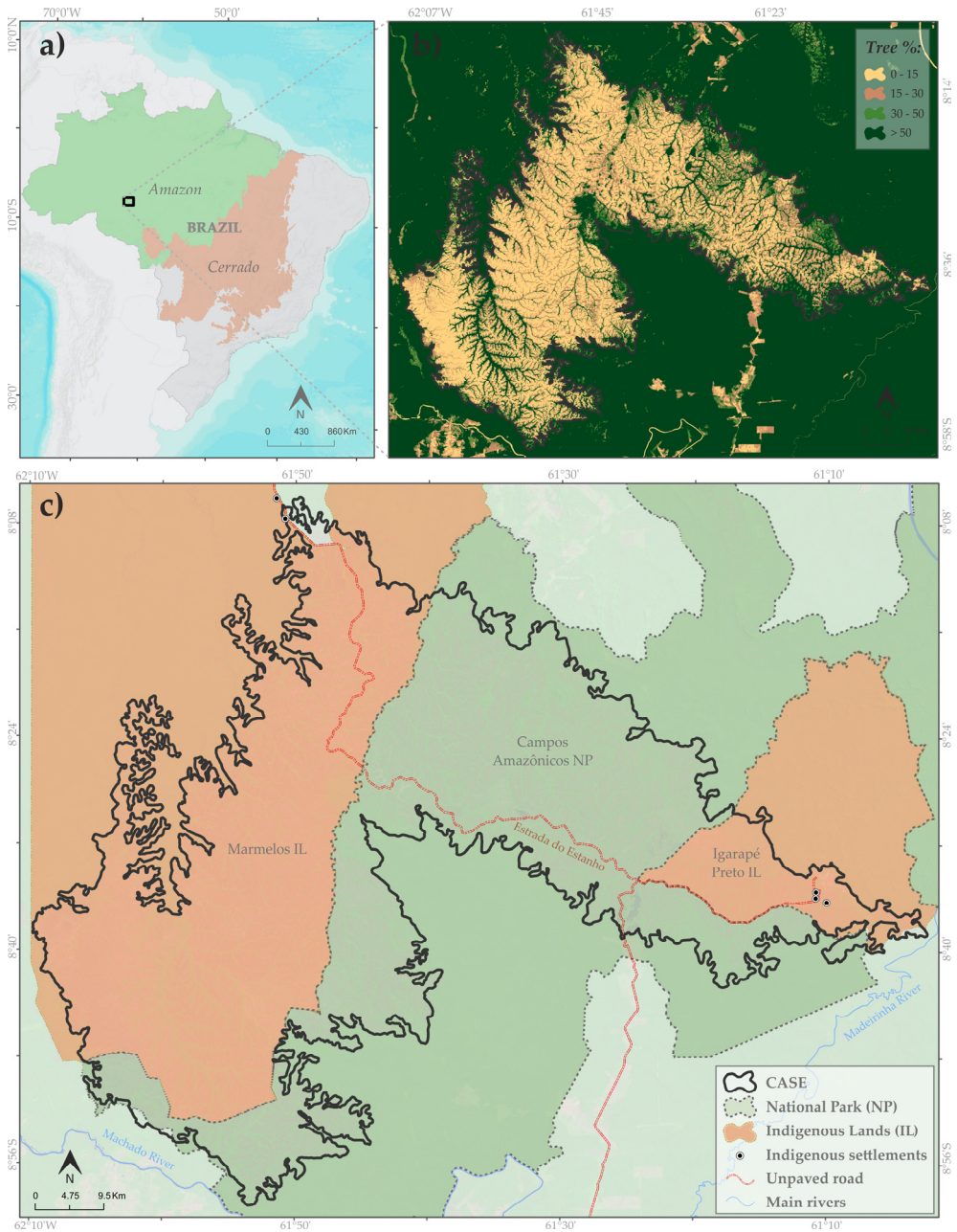


Figure 3.1. Map of the study area: a) the CASE in the middle of the area of predominance of Amazon biome; b) tree cover (% per pixel); c) CASE almost totally integrated to areas of the CANP and Marmelos and Igarapé Preto IL.

Vegetation formations of Cerrado (*sensu lato*) are not restricted to savanna formations, including variations ranging from grasslands to forests. Among herbaceous areas are the grassland without shrubs or trees (*campo limpo*) and

grassland with scattered shrubs and small trees (*campo sujo*). The savanna formations are divided in: *campo cerrado* - scattered trees and shrubs and a large proportion of grassland; and *cerrado (sensu stricto)* - dominated by trees and shrubs (often 3-8 m tall), but with still a considerable amount of herbaceous vegetation. The next stage is a forest formation named *cerradão*, an almost closed woodland with crown cover of 50% to 90%, often of 8-12 m or even taller. Forest formations also include riverine forest (riparian vegetation) (Oliveira-Filho and Ratter, 2002). Geomorphological processes related to soil fertility, water dynamics and fire recurrence are elements that play an important role in the dynamics of these vegetation formations (Dantas et al., 2013; Miranda et al., 2009).

The proportion of tree cover is an important criterion for distinguishing these phyto-physiognomies (Figure 3.1_b). Within the CASE, areas with a low percentage of tree cover (tree cover less than 15% of the pixel) predominate, with a total area of 46.19%, closely linked to the predominant areas of grassland formations. The areas with predominance of high tree cover (tree cover pixel superior to 50%) total 19.75% of the enclave, while the rest of the area is occupied by the transitional classes, in which areas of savanna formations are linked to grassland or tree formations. Grassland and savanna formations predominate in the interfluvial areas of the existent high drainage density network, while forest formations are mainly located in the proximity of the fluvial courses. Forest formations also appear in the form of more extensive fragments either in the border areas of the enclave (typical rainforest transitional vegetation) or in savanna forested areas (*cerradão*) (ICMBio, 2016).

The demographic density within the CASE is estimated at 0.10 inhab/km², the population is mainly concentrated in small indigenous settlements (Figure 3.1_c). During 1990s and at the beginning of the 2000s, areas located near the Estanho Unpaved Road, now belonging to the CANP, were used for agro-pastoral activities by approximately 50 families (ICMBio, 2016). At the time of creation, in 2006, the limits of the CANP did not include the areas within the distance of 10 km from the Estanho Road. These areas have been officially integrated into this conservation unit in 2012. The monitoring operations coordinated by IBAMA and the Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation (ICMBio), after the creation of the CANP, resulted in notable advances in the control of the illegal occupation of public lands in the region. As a result, agro-pastoral activities are currently very restricted within the CASE,

legally established with the purpose of conserving the natural heritage associated with the biodiversity of this important enclave of Cerrado (ICMBio, 2016).

3.2.2. Materials and methodological procedures

The methodological procedures (Figure 3.2) follow four main steps: i) fire scars assessment; ii) dry season identification and subdivision; iii) retrieval of enhanced fire occurrence date; iv) assessment of temporal and spatial patterns of fire incidence. In the following subsections each step is described in more detail. Detailed information about the multiple remote sensing data sources used is available in Table 1.

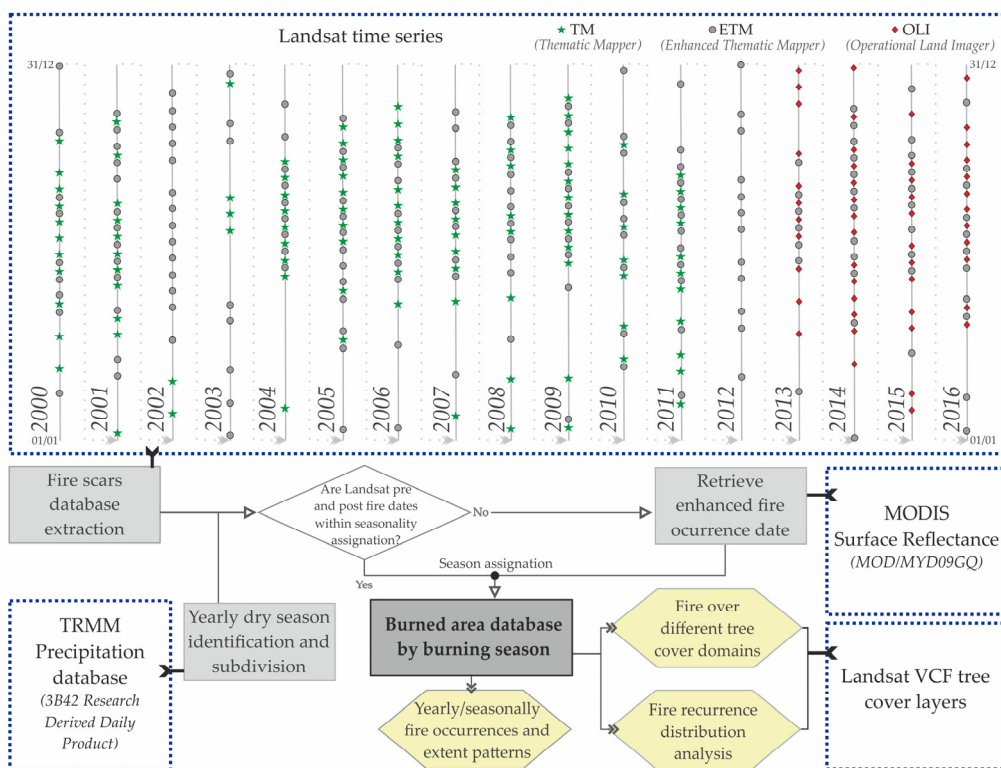


Figure 3.2. Methodology workflow. Remote sensing data sources are shown with dotted boxes. Hexagons present layers resulting from analysis of the generated database.

Table 3.1. Characteristics of the multiple remote sensing data sources used.

Remote sensing data source	Spatial resolution	Temporal resolution	Availability	Selected layers	Reference
Landsat TM Surface Reflectance	30 m	16 days	July 1982 - May 2012	RED, NIR and SWIR	(USGS, 2017a)
Landsat ETM+ Surface Reflectance	30 m	16 days	April 1999 - present	RED, NIR and SWIR bands	(USGS, 2017a)
Landsat OLI Surface Reflectance	30 m	16 days	Feb. 2013 - present	RED, NIR and SWIR bands	(USGS, 2017b)
MOD09GQ - Surface Reflectance - V6	250 m	Daily	Feb. 2000 - Present	RED and NIR bands	(Vermote and Wolfe, 2015a)
MYD09GQ - Surface Reflectance - V6	250 m	Daily	July 2002 - Present	RED and NIR bands	(Vermote and Wolfe, 2015b)
TRMM 3B42 Research Derived - V7	0.25°	Daily	Jan. 1998 - present	Total precipitation layer	(Huffman et al., 2007)
Vegetation Continuous Field tree cover layer	30 m	5 years	2000, 2005, 2010, 2015	Tree cover percentage layer	(Sexton et al., 2013)

3.2.2a. Fire scars assessment

The Landsat TM, ETM+ and OLI time series available for the period analyzed (2000-2016) are the main source for the identification of burned areas. These sensors capture information from spectral regions relevant for analysis of vegetation dynamics, i.e. the Near Infra-Red (NIR), Short Wave Infra-Red (SWIR) and Red, with a spatial resolution of 30 m. Although the temporal resolution for each sensor is 16 days, there is a time overlap in operation of at least two sensors for almost the whole analyzed period, resulting in availability of Landsat records every 8 days. Exceptions correspond to the period between March 2002 and June 2003, when no TM images were acquired, and from November 2011 to February 2013, time period when the TM sensor stopped functioning and the images from OLI sensor has not been yet available.

A total of 334 images (dismissing those totally clouded) were downloaded from <<http://earthexplorer.usgs.gov>> (path/row – 231/66). It is worth mentioning that the greatest extensions in the study area are burned during the dry season, the period of greater availability of cloud-free Landsat acquisitions registered in the South of Brazilian Amazon (Asner, 2001) and in the core areas of the Cerrado (Sano et al., 2007). The rest of the year is characterized by high levels of precipitation, lower frequency of fire occurrences, and fewer high quality satellite images (Aragão et al., 2008).

The pre-processing started with the check of the root mean square error (RMSE) values related to the geometric model of the images. The images with RMSE greater than 0.2 pixel (28 images) were co-registered using Global Land Survey (GLS) data as reference (USGS and NASA, 2010) to ensure geometric quality of the data. Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System (LEDAPS) was applied for atmospheric correction of Landsat TM and ETM+ images (reflective bands) (USGS, 2017a). This algorithm employs a MODIS/6S radiative transfer approach (Masek et al., 2006; Vermote et al., 1997) taking into account ancillary water vapor data from NCEP (National Centers for Environmental Prediction) and TOMS (Total Ozone Mapping Spectrometer) data, with aerosols obtained from the image itself using the dark dense vegetation methodology (Kaufman et al., 1997). For OLI images, Landsat 8 Surface Reflectance Code (LaSRC) algorithm uses the scene center for the sun angle calculation and then hardcodes the view zenith angle to 0. The solar zenith and view zenith angles were used for calculations as part of the atmospheric correction (USGS, 2017b). LEDAPS and LaSRC codes are freely available from Center Science Processing Architecture (ESPA) of the United States Geological Survey (USGS) Earth Resources Observation and Science (EROS) members. 'Nodata' masks were applied to areas identified as clouds, high aerosol effects, shadows and areas affected by failure of Scan Line Corrector (SLC) on Landsat ETM+ after March 2003.

The extraction of the burned areas was based on an exhaustive process of visual interpretation, considering the chronological sequence of available images. Visual interpretation of fire incidence is a technique traditionally used in detection of burned areas. Although quite time-consuming, the process is considered relatively simple and allows obtaining reliable results (Bastarrika et al., 2011). It is generally used to generate validation data to assess accuracy of burned area algorithms (Bastarrika et al., 2014; Fraser et al., 2000; Melchiori et al., 2014).

Automatic and semi-automatic methods for extraction of burned areas proposed in the literature (Bastarrika et al., 2014; Melchiori et al., 2014; Shimabukuro et al., 2015) generally require complementation with visual interpretation to overcome commission and omission errors (Daldegan et al., 2014), which can occur due to the complex spectral and spatial heterogeneity of fire scars (Pereira, 2003). In an evaluation of different methods for extraction of burned areas in a tropical savanna region using Landsat images, visual interpretation allowed obtaining results similar and better to those obtained with the use of automatic and semi-automatic methods (Bowman et al., 2003). An

example of a burned areas database essentially based on visual interpretation of Landsat images is the National MTBS Fire Occurrence Dataset (Eidenshink et al., 2007; USGS and USDA, 2018). Another relevant database based on visual interpretation is the cartography of forest fires of Portugal (ICNF, 2018).

Differenced Normalized Burn Ratio (dNBR) (Eq. 3.1) was used to assist the visual interpretation process. This index relating NIR and SWIR bands from the pre- and post-fire images is widely used to discriminate burned from unburned areas and estimate vegetation burn severity classes (Key and Benson, 2006). As a result of this step, fire scars were obtained for the entire time series analyzed, always accompanied by their temporal information available from Landsat (dates before and after fire).

$$dNBR = \left(\frac{NIR-SWIR_2}{NIR+SWIR_2} \right)_{NBR_{prefire}} - \left(\frac{NIR-SWIR_2}{NIR+SWIR_2} \right)_{NBR_{postfire}} \quad (\text{Eq. 3.1})$$

3.2.2b. Dry season identification and burning periods subdivision

For an adequate comparison of burned areas by periods, the transition between the different seasons that affect the study area needs to be correctly defined. In the CASE region, double error can occur stating that in each analyzed year the dry season begins at the end of April and ends at the beginning of October. The beginning and end dates of the dry season vary from one year to another. When the intra-monthly variations of rainfall values are disregarded, it is possible to assign a fire occurrence to a wet season instead of dry season, giving way to one omission and other commission error, simultaneously.

To overcome these errors, the radar-derived rainfall data of TRMM were used to define and subdivide dry season in each analyzed year. More specifically, the data derived from the 3B42 Research Derived Daily Product (available at <<https://pmm.nasa.gov/data-access/downloads/trmm>>) were used. The product provides daily precipitation information for latitudes between 50 ° N-S, from 1998 to present, with a spatial resolution of 0.25° x 0.25°. This product is currently produced based on version 7 of the TRMM Multisatellite Precipitation Analysis (TMPA) (Huffman et al., 2007), that provides a calibration-based sequential scheme for combining precipitation estimates from multiple satellites.

The rainfall data were separated annually, initially identifying the dry season of each year. To achieve this goal, binary segmentation method (Binseg) was applied. The method assessing the mean and variance values of the data is

available with the 'changepoint' package (Killick and Eckley, 2013) implemented in CRAN R software (RCT, 2016). The application is based on the fact that the transitions from wet to dry seasons are marked by a relatively rapid increase/decrease of the rainfall values ($\sim 4\text{-}5$ mm/d) (Fu et al., 2013). Considering local climatic characteristics, the beginning of dry season was identified for each year from the rainfall data for the months of March, April (usually identified as a transition month) and May, forcing the identification of two segments that indicate the transition date. The same process was carried out with data from September, October and November to identify the transition that marks the return of the out-of-dry season.

Within each dry season, three burning periods were identified: early dry season, middle dry season and late dry season. This division seeks to overcome the problems associated with a dual division (early and late) in fire studies of savanna environments (Laris et al., 2016). The annual demarcation of these three periods was controlled by the definition of the middle dry period. Areas burned in the early dry season are those corresponding to the fires occurred between the beginning of the dry season and the beginning of the middle dry period, while the late burned areas are defined by end of the middle period and the end of the dry season. The middle period (locally named as 'modal' period) is defined as being the one that registers the longest uninterrupted period with minimum level of rain during the dry season, usually occurring between the second half of July and the first half of September. In the studied region, its beginning is associated with a small rainfall peak in July (not present in all years), which defines the entry of a more intense drought of approximately 50 days.

For the delimitation of the middle dry season, the longest continuous period with daily rainfall less than 5 mm recorded was identified in each dry season. In years with small rainfall peak in July (10 of the 17 analyzed years), the establishment of this initial criterion allowed automatic definition of the period. For the remaining years, the initial criterion allowed the correct extraction of the final date of each middle dry period. The initial date was then recalculated considering the average time elapsed between the initial dry season and the beginning of the middle period of the other ten years, added to the initial date of the dry season of those years.

3.2.2c. Retrieval of enhanced fire occurrence date using daily MODIS database

In order to obtain a more precise date for the fire scars, surface reflectance images of version 6 of the products MOD09GQ and MYD09GQ (Vermote and Wolfe, 2015a, 2015b) derived from the MODIS sensor on board Terra and Aqua satellites, respectively, available at <<https://e4ftl01.cr.usgs.gov/>> were used. The pre-processing of these products began with the download and creating mosaic (horizontal/vertical - 11,12/09) for the entire time series analyzed, ending with the association of 'no data' for pixels that did not present values considered acceptable in the quality flag bands (excluding pixels with cloud, cloud shadow or high aerosol effects identified). Although these products have a lower spatial resolution than Landsat (250 m x 30 m), higher temporal resolution of MODIS, with a global daily revisit of each of its satellites, increases the accuracy of the estimated date of the fire scars. Fire affected areas are visible thanks to the daily variations of the reflectance values in the Red and NIR bands (Trigg and Flasse, 2000).

For correct season/subseason assignment of each burn this check was performed for 496 fire scars that could not be classified based on the temporal information obtained with Landsat. When the fire occurred on the transition days between the seasons (23 fire scars), the evolution of the scar between the dates was considered. In this case the highest amount of burned area over a given season was used as discretization criterion. Limitations related with the lower spatial resolution of MODIS were visible in a total of 38 fire scars (burned areas less than 8ha - approximately 1 pixel MODIS). In these cases, the decision was based on visual interpretation of the post-fire Landsat image, since it was possible to infer that burns which appear closer to the post-date image usually present a stronger scar signal than the burned areas which occurred more distant from the date. It should be noted that these specific cases represent only 4.26% of the number of fire occurrences.

3.2.2d. Assessment of temporal and spatial patterns of fire incidence

Stratification and analysis of the fire incidence statistics was carried out using database obtained in the previous steps. It is based on the yearly and seasonal data, which include the total number of occurrences, the total area, the average area, the median and the standard deviation. Each fire scar was also categorized according to its size in very small (> 15 ha), small (15-100 ha), medium (100-1000 ha), large (1000-5000 ha) and very large (> 5000 ha). These metrics,

traditionally applied in landscape ecology studies of vegetation fragmentation, are quite useful in interpreting fire incidence. They allow characterization and detection of spatial patterns, being commonly used for analysis of the fire-affected areas (Alencar et al., 2015; Daldegan et al., 2014; Moreno et al., 2014).

The 'yarr' R package (Phillips, 2017) was used to explore the seasonal patterns of the burned areas distribution by size. This package makes it possible to generate graphical sample distribution information that (i) allows representation of the whole data set; (ii) explains central tendency and density of data distribution, i.e. bean smoothed density (Kampstra, 2008); and (iii) allows the statistical inference from the data, employing Bayesian Estimation Supersedes the T-Test (BEST) (Kruschke, 2012) to generate 95% Highest Density Intervals (HDI) for the mean of each group .

In addition, the Landsat VCF tree cover layers provided by the Department of Geographical Sciences of the University of Maryland and NASA, were used to identify the areas of the highest fire frequency. This product results from rescaling 250-m MODIS VCF Tree Cover dataset using Landsat images and ancillary data; Laser Imaging Detection and Ranging (LIDAR) data being used as a reference for assessment of product accuracy (Sexton et al., 2013). Data available for each 30 m pixel were classified in four tree cover domain categories: low (0-15%); medium-low (15-30%); medium-high (30-50%); and high (> 50%). Considering the time resolution of the product, currently available for the years 2000, 2005, 2010 and 2015, the closest available year was used to account for the affected areas annually. In other words, for the 2000-2004 period the product of tree cover 2000 was used, followed by the use of the base of 2005 for the years 2005-2009, tree cover 2010 for the interval from 2010 to 2014 and tree cover 2015 for the final two years of the series.

One-way analysis of variance (ANOVA) was applied to test for significant differences ($p < 0.05$) in two cases: (i) to compare the amount of fire affected areas of woody cover in different classes of burning periods; (ii) to check woody cover losses between 2015 and 2000 in different classes of fire recurrences areas. In both cases, the data were log-transformed to correct for heteroscedasticity and non-normality. Homoscedasticity was checked with the Levene's test ($p > 0.05$) and normality was assessed with the Kolmogorov-Smirnov test ($p > 0.05$). Post-hoc Tukey test ($p < 0.05$) was carried out to verify the significant difference levels in each independent class. Regression analysis was also performed to analyze the

relationships between the total of burned areas and their respective subtotals in each tree cover domain classes.

Finally, the spatial distribution of the fire recurrence was analyzed based on the algebra of annual maps. High recurrence areas were highlighted over the final recurrence map to assist the interpretation of the areas more and less frequently burned, based on visual interpretation. Additionally, the tree cover products of 2000 and 2015 were used to contextualize this analysis.

3.3. Results

3.3.1. Yearly fire frequency and extent by size categories

In the last 17 years, a total of 1.03 million hectares were burned within the CASE, distributed across 1432 fire occurrences (Table 3.2), corresponding to almost 2.5 times its total area, although about 30% did not record any fire in the series analyzed. The subtotals of the annual burned areas data highlight 2003, 2005, 2010 and 2014 as the years in which the totals were more than 100 thousand ha, reaching the annual maximum in 2005, where 36.71% of the enclave was affected by the fire. In contrast, 2000, 2009 and 2013, with a maximum of less than 10 thousand hectares burned, are the least fire-affected years in the series, with the minimum being recorded in the year 2013 (2,517.84 ha).

In relation to the size of the burns, it is notable that small and very small events predominate in relation to the other size categories. The number of fires in these categories, burning less than 100 ha, represents 76.12% of the total recorded for the whole period analyzed. However, these 1090 occurrences cover only 2.11% of the total areas burned for the period, contrasting with the 79.14% razed by 33 very large fires. The total area burned by very small, small and medium fires in the last 17 years (94,404 ha) is less than the 104,080 ha burned in the largest fire in the time series, recorded in 2014. This data indicates how significant a very large fire can be in the CASE, an important aspect in relation to fire incidence in the area.

Table 3.2. Burned areas and number of fires by size categories (VS – very small; S – small; M – medium; L – large; VL – very large). Years in which more than 20% of the CASE were burned are in bold.

Year	Number of fires (N) by size categories					N total	Total area (ha)	S (%)*
	<15 ha (VS)	15-100 ha (S)	100-1000 ha (M)	1000-5000 ha (L)	>5000 ha (VL)			
2000	57	37	19	1	0	114	9720.00	2.24
2001	51	58	29	2	0	140	14048.46	3.24
2002	62	36	31	8	1	138	30378.69	7.00
2003	41	71	30	7	4	153	109272.69	25.17
2004	74	77	33	5	1	190	31996.62	7.37
2005	34	32	24	8	5	103	159401.70	36.71
2006	34	26	17	4	3	84	66709.26	15.36
2007	37	39	9	1	3	89	62934.48	14.49
2008	11	11	5	1	1	29	79072.92	18.21
2009	26	17	12	1	0	56	5761.53	1.33
2010	21	14	7	1	3	46	137481.93	31.66
2011	18	1	0	1	5	25	95479.47	21.99
2012	9	14	5	3	1	32	15804.45	3.64
2013	26	11	5	0	0	42	2517.84	0.58
2014	41	23	10	4	2	80	145089.00	33.41
2015	26	14	11	4	1	56	24237.00	5.58
2016	25	16	8	3	3	55	38548.98	8.88
Total	593	497	255	54	33	1432	1028455.02	236.86
Aver.	34.88	29.24	15.00	3.18	1.94	84.24	60497.35	13.93
Sd	17.94	21.79	10.68	2.58	1.71	48.85	52119.87	12.00

* S (%) - relation between the total burned area and the total area of the CASE.

Also regarding the annual distribution of number of occurrences, it is noticeable that the initial years of the series were marked by a greater number of records in relation to the others, with 2004 as the year with the highest number of fires (190). This transition is marked by the years following 2004, where an abrupt decline is observed followed by relative stabilization of the number of events. The spatial representation of this process can be seen in more detail in the annual mapping of burned areas (Figure 3.3). It is apparent that the vicinity of the Estanho Road was more heavily affected by fire in the early years of the series, such as 2001 and 2002, compared to years like 2012 and 2013, for example.

In addition to distinguishing burned or unburned areas, the annual mapping brings to the debate the seasonality of fire, an issue addressed in more detail in the following subsection.

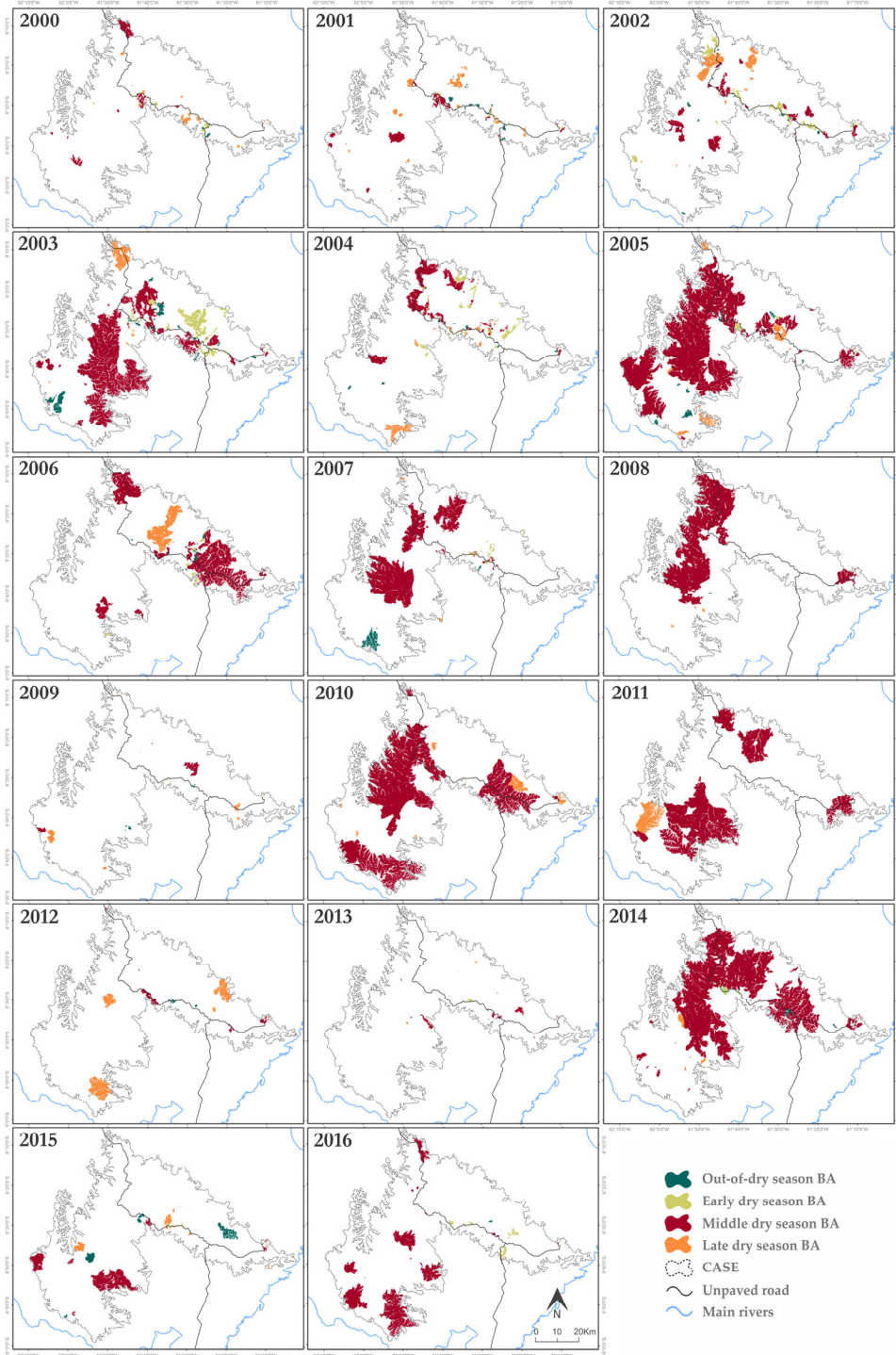


Figure 3.3. Annual mapping of burned areas in the CASE from 2000 to 2016, divided by burning periods. White areas inside CASE delimitation represent unburned areas in the respective year.

3.3.2. Exploring fire seasonality patterns

The average annual dry season lasts for 163 days, with start and end dates between May 4 and October 14 on average (standard deviation of 6.70 and 6.76 days, respectively). In relation to the burning periods, the early dry season had the longest average duration (78 days), predominantly occupying the months of May, June and most of July each year. The end of the early period gives way to the middle dry season, which holds for approximately 54 days from July 20 to September 14. Between the second two weeks of September and the 14th of October, the late dry season was observed, the shortest of the three burning periods (29 days on average). More detailed information on the annual burning periods can be seen in the Appendix 3A.

Visualization of the annual maps reveals the relevance of the seasonal subdivision when interpreting the incidence of fire in the CASE. The maps highlight the dominance of burned areas occurring during the dry season, especially the middle period. Statistically, 97.64% of the total burned area is linked to the dry season, with a notable predominance of the middle dry season (86.21%), followed by the total burned area during the late dry season (7.98%). The number of fires is a more proportional datum, with totals of 491, 459 and 263 events for the middle, early and late dry seasons, respectively. Another 219 fire scars occurred in the out-of-dry season. These relationships are best explored by the graphical approach of the ratio of number of occurrences and total of burned area by burning seasons (Figure 3.4).

The years with the highest totals of burned area coincide with slight decreases in the duration of the out-of-dry season, as observed in the records of 2005, 2010 and 2014. However, the contrast between the out-of-dry season duration and total burned areas registered in other years suggest that this relationship has not been established directly. Years such as 2000 or 2004, where there is a decrease in the out-of-dry season and relatively low total burned areas, and 2003, one of the years with a short dry season, while also recording one of the largest burned areas, are examples that relativize these statements. It suggests that the prolongation of the dry season, due mainly to prolongation of the middle dry season, can affect the record of high total annual figures of burned areas, although it is not a required condition.

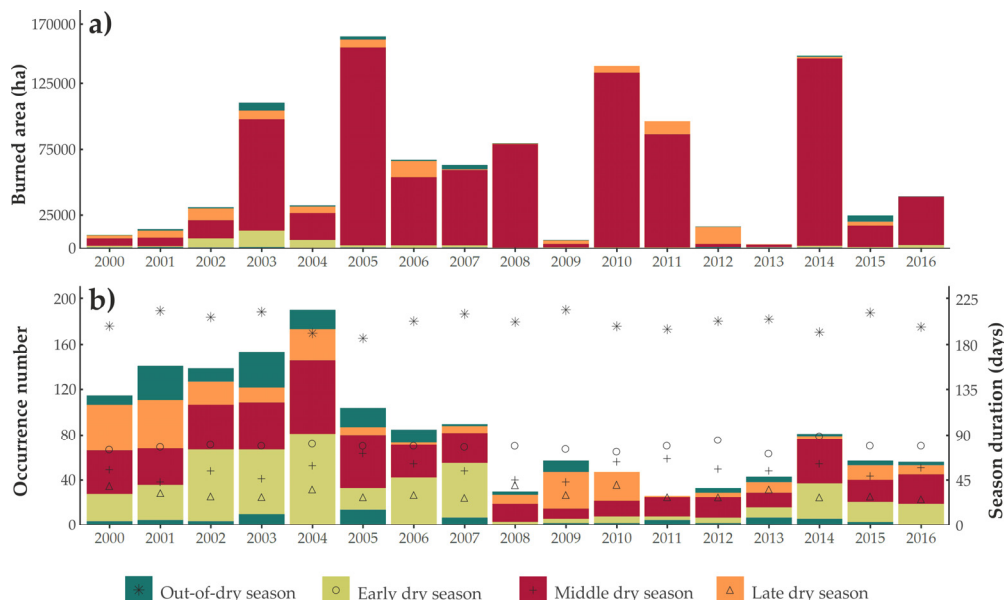


Figure 3.4. Total of burned areas (a) and number of annual fire occurrences (b) in the CASE between 2000 and 2016, divided by burning periods. The out-of-dry season period is divided into two blocks, showing the proportion corresponding to before and after the annual dry season in the lower and upper parts of each bar, respectively. Dots mark the duration of the seasons.

A more detailed exploration of the relationship between size and season can be seen in the total of number of fires for each size category (Table 3.3) and in the aggregate of burned areas up to 5000 ha (Figure 3.5).

The concentration of small and very small fires is a salient point in the bean smoothed density of all the burning periods. It is worth noting the less flattened bean densities in the distribution of late and middle dry season fires, especially in the latter. These differences mainly relate to the proportionally greater number of large and very large fires during these periods. More precisely, the middle period is where 81.82% of the very large fires are concentrated. During this period, the 16 largest occurrences of the temporal series were recorded, totaling 672,952 ha.

Table 3.3. Number of fires aggregated by season and size categories.

Burning periods	Number of fires by size categories					Total
	<15 ha (VS)	15-100 ha (S)	100-1000 ha (M)	1000-5000 ha (L)	>5000 ha (VL)	
Out-of-dry season	76	95	43	5	0	219
Early dry season	239	158	57	4	1	459
Middle dry season	168	161	100	35	27	491
Late dry season	110	83	55	10	5	263

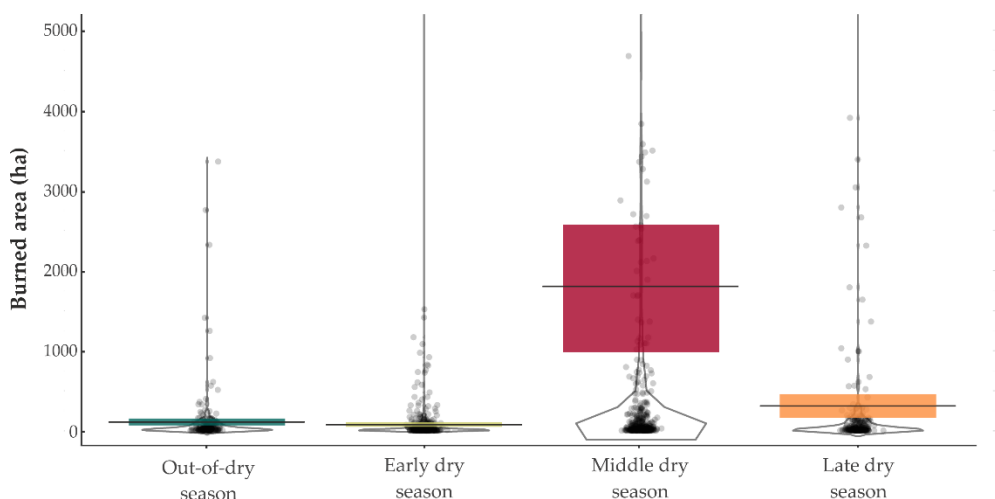


Figure 3.5. Data distribution of all fires of up to 5000 ha (2000-2016) aggregated per burning seasons. Dots shows all row data (jittered horizontally) and indicate the size of each burn. Beans are linked with the smoothed densities of each burning season. The box represents the highest density intervals (95% HDI) and bar indicates central tendency (mean size) of each season.

The highest density intervals (95% HDI) highlight the similar behavior of mean values of early and out-of-dry season fires (45.49 to 108.21 ha; and 62.96 to 155.64 ha, respectively). At the same time, the intervals of the middle dry season fires (between 1018.05 and 2583.58 ha) and late dry season fires (between 167.77 and 462.45 ha) do not overlaps with any other burning season 95% HDI. It makes possible to infer that fires in the middle dry season are bigger on average than those on other burning seasons. The same relation is verified between the late dry season fires compared to out-of-dry season and early dry season fires.

3.3.3. Fire patterns over different tree percentage cover domains

Areas of low and moderate/low tree cover domains were the most affected by fire categories in the whole time series, covering totals of 68.36% and 18.76%, respectively. On the other hand, a total of 132,439 ha of burned areas consisted of moderate/high and high tree cover domains, with totals of 9.34% and 3.54%. This hierarchy of proportions, associated with landscape configuration and the usual fire propagation behavior in the CASE, is observed in each year of the time series (Figure 3.6). The year 2010 registered 8,286.57 ha burned from areas of high percentage of tree cover, the highest annual amount of areas burned in this type of domain, followed by 2014 and 2005. Although they do not follow the same order of ranking, these three years coincide with those most affected by fire in the time series.

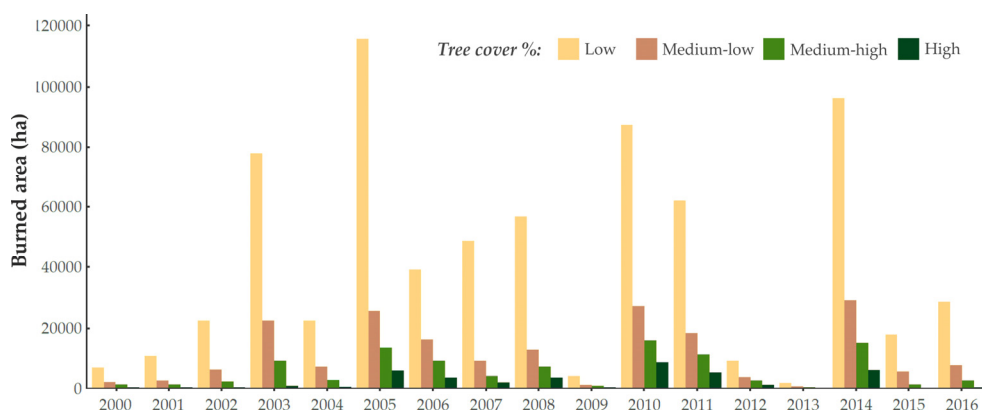


Figure 3.6. Areas of different tree cover domain categories affected by fire annually.

The subtotals by burning periods and size categories (Table 3.4) show the areas with a high proportion of tree cover linking to the middle dry season (32,549.31 ha) and very large (30,466.62 ha) fire occurrences. Regarding seasonality, the proportional data show that, during the middle and late dry seasons, greater percentages of high tree cover domains are affected by fire (3.67% and 3.75%) compared to the early and late dry season burned areas (0.92% and 1.69%). Furthermore, very large and less than 100 ha events occurred in relatively greater proportions of high tree cover domains affected by fire.

Results derived from regression analysis (Figure 3.7) explore in more detail the relationships between total burned areas and their respective subtotals burned in each tree cover domain category, taking the database as a whole. Although the coefficients of determination are more adjusted in the relation between the total of burned areas with their subtotals in the categories low and medium-low tree cover domains (0.992 and 0.968, respectively), this relation continues strongly established in the categories of higher tree density (0.937 and 0.825 for medium high and high tree cover domains).

Table 3.4. Subtotals of burned areas in different tree cover domains divided by season and size.

Season/size categories		Tree cover % domains							
		Low		Medium-Low		Medium-High		High	
		ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Season*	ODS	17146.1	70.6	4940.0	20.3	1799.9	7.4	409.5	1.7
	EDS	24548.5	69.2	7604.8	21.4	2994.7	8.4	327.7	0.9
	MDS	607711.3	68.5	163829.8	18.5	82516.5	9.3	32549.3	3.7
	LDS	53650.8	65.4	16580.4	20.2	8760.2	10.7	3081.0	3.8
Size	< 100 ha	14139.5	65.3	4344.8	20.1	2293.7	10.6	881.0	4.1
	100-1000 ha	47379.2	65.1	15722.5	21.6	7605.8	10.5	2032.7	2.8
	1000-5000 ha	79219.8	65.9	26288.8	21.9	11673.5	9.7	2987.2	2.5
	> 5000 ha	562318.2	69.1	146598.9	18.0	74498.2	9.2	30466.6	3.7

*ODS- out-of-dry season; EDS- early dry season; MDS- middle dry season; LDS- late dry season.

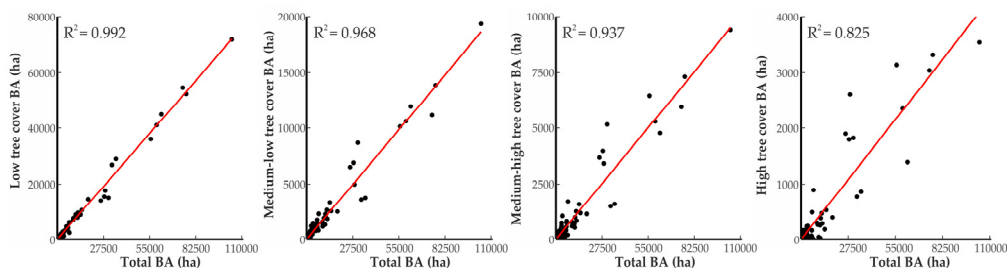


Figure 3.7. Relation between total burned area (BA) and their respective subtotals by tree cover domain classes of all fires (2000-2016).

ANOVA test (Table 3.5) revealed significant differences ($F = 7,512$; $p < 0.05$) between the proportion of medium/high and high tree cover domains areas affected by fire (related to their respective total area) compared by burning seasons categories, grouping all medium, large and very large fire occurrences. Results derived from Tukey's post-hoc test (Table 3.6) showed that during the middle dry season higher proportions of woody vegetation were affected by fire compared to early and out-of-dry season occurrences. However, these significant differences were not verified when comparing occurrences in the late dry season in relation to the other burning periods.

Table 3.5. Results derived from one-way ANOVA test - relations between burning seasons and proportion of woody cover fire affected areas ($n = 342$; all fires bigger than 100 ha).

	Degrees of freedom	Sum of squares	Mean square	F value	Pr (>F)
Between groups	3	19.197	6.399	7.512	0.0000891
Residuals	338	287.900	0.852		

Table 3.6. Tukey multiple comparisons of means - 95% family-wise confidence level.

Difference of levels		Difference of means	95% confidence interval	p - value
Early dry season	Out-of-dry season	-0.130	(-0.588 , 0.328)	0.883
Middle dry season	Out-of-dry season	0.460	(0.069 , 0.852)	0.014
Late dry season	Out-of-dry season	0.206	(-0.241 , 0.652)	0.634
Middle dry season	Early dry season	0.590	(0.235 , 0.946)	0.000
Late dry season	Early dry season	0.336	(-0.080 , 0.752)	0.159
Late dry season	Middle dry season	-0.254	(-0.595 , 0.0864)	0.219

3.3.4. Spatial distribution of fire recurrence

The recurrence map of burned areas (Figure 3.8) allows us to identify the constant presence of fire in the spatial dynamics of the enclave, with at

least one burning recorded in 70.14% of the CASE within the series analyzed. Areas that have burned up to 4 times occupied 75.15% in relation to the areas that were burned at least once (Figure 3.9_a).

The overlapping of burned areas highlights the fragmented pattern of burning. The areas of riverine forests are usually associated with lower (or even non-existent) fire recurrence values. In contrast, interfluvial areas are usually the most frequently affected, as there is a predominance of vegetation formations with a low and medium low percentage of trees. Certain zones are more important in the spatial distribution of the areas of greatest recurrence.

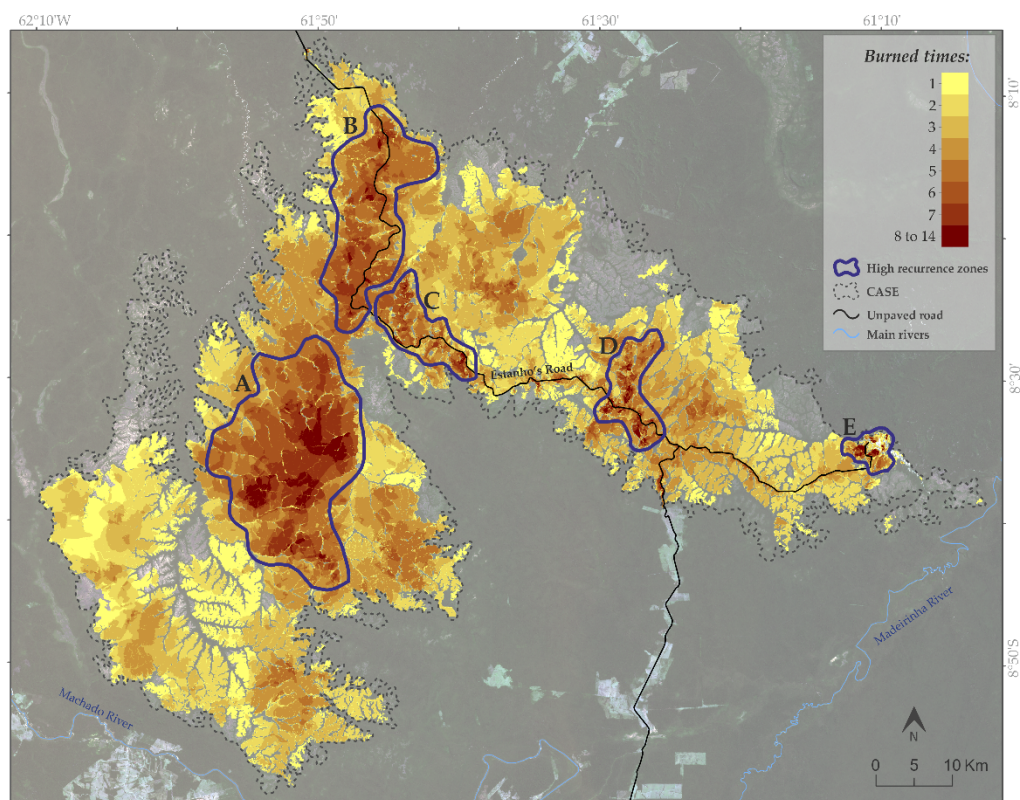


Figure 3.8. Map of recurrence of burned areas in the CASE from 2000-2016. The background shows a Landsat-OLI image from July 27, 2016, composition in transparency (Green-Blue-NIR/R-G-B), which corresponds to unburned areas inside the CASE.

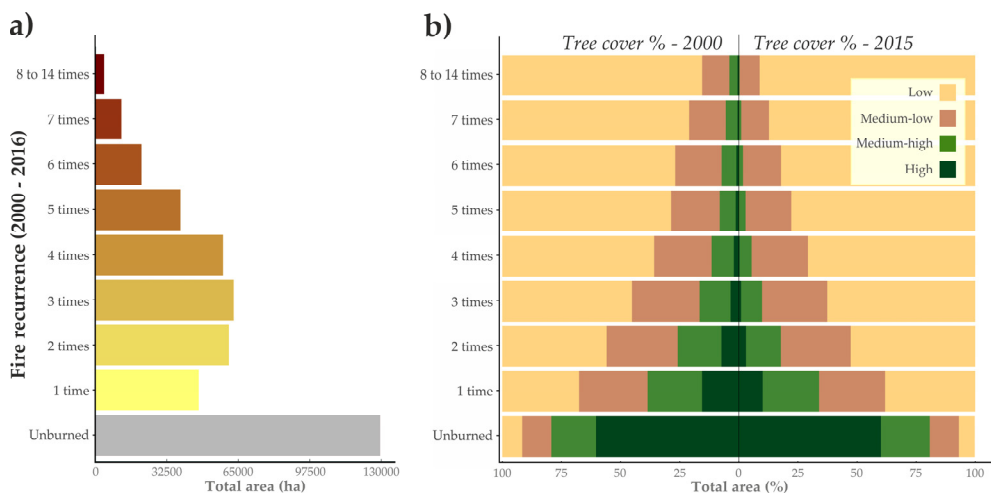


Figure 3.9. Subtotals of the CASE fire recurrence map (a) and his respective percentages of tree cover domains in 2000 and 2015 (b).

The first is located in the south-western sector of the CASE (Zone A), an area predominantly belonging to Marmelos IL, where recurrence prevails over a large area, returning values more than 5 times higher (up to a maximum of 9 times). Zone B is also integrated with Marmelos IL, in the vicinity of the Estanho Road axis, where patches of high recurrence are generally more continuous and extensive, a pattern similar to that observed in Zone A. In contrast to these characteristics, Zones C and D present a spatial configuration of smaller patches, in areas largely belonging to the current limits of the CANP. These areas are adjacent to the Estanho Road and other small unpaved roads that were opened in the early years of the time series, now abandoned. Other small clusters can be seen around the Estanho Road with same characteristics as these two zones. The last area to be highlighted is Zone E, which is integrated into Igarapé Preto IL. In this area, small patches with high values of recurrence (reaching the maximum values of the series - 14 times) are observed.

An observation of the tree cover domain data from 2000 and 2015 (Figure 3.9b), in association with each class of recurrence, repeats the hierarchical pattern already observed in the annual, seasonal and by-size subtotals. As the number of recurrences increases, there is a progressive decrease in the proportions of high tree cover areas compared to low cover, reaching insignificant numbers in the class of 5 times burned. The comparison between values presented in tree cover in 2000 and 2015 suggests that more frequently fire affected areas are related to the loss of areas of medium/high and high tree cover domains. This can be clearly seen in the comparison of percentages of medium-high and high tree cover areas

in the higher categories of recurrence (more than 3 times burned), which show losses contrasted with the relative stability verified in unburned areas. However, no significant differences were verified in the ANOVA tests (Table 3.7) between the highest proportion of affected woody vegetation and higher fire frequencies. The most abrupt differences observed in areas burned more than 8 times need to be weighted by the very low totals of burned areas of these category.

Table 3.7. Results derived from one-way ANOVA test - relations between fire recurrence categories and losses of woody cover between 2000 and 2015.

	Degrees of freedom	Sum of squares	Mean square	F value	Pr (>F)
Between groups	7	2.390	0.341	0.734	0.643
Residuals	192	89.510	0.466		

The unburned areas (29.85% of the enclave) include a large amount of riverine forests, mainly those that are more vigorous and extensive along the whole enclave. On the other hand, there are some patches of predominantly grass/savanna vegetation formations, the largest of them located in the central-eastern zone of the enclave, about 8 km north of the Estanho Road. Also in relation to tree predominance, areas of *cerradão* can be highlighted, such as the large area in the eastern zone of CASE (interior of Igarapé Preto II), approximately 5 km north of the Estanho Road. In this area, the only fire of the series recorded nearby occurred as a late burn in 2010.

The subtotals of the unburned areas reveal that 60.14% occurred in high tree cover domain in 2015, followed by an also important percentage (20.62%) in medium-high tree cover. Medium-low and low tree cover domains represent 12.30% and 6.70%, respectively, and the remaining percentage (0.24%) belongs to river channels. The comparison of data for 2000 and 2015 shows that the predominance of these different categories remained relatively stable, with a slight increase in the medium/high tree cover areas in detriment to the low areas. It is worth noting this inversely proportional hierarchy of tree cover domain values between unburned areas and those that burned at least once.

3.4. Discussion

3.4.1. Yearly/seasonally fire occurrences and extent patterns

In the CASE, records of exceptionally large fires are found in common each year with high numbers of total burned areas, always linked to the middle dry season of their respective year. Yearly and seasonally analysis also reveals that the

highest number of fires is not necessarily concentrated in the middle dry season, as they are often exceeded by the totals recorded in the late and/or early dry seasons annually. However, potentially larger fires are clearly concentrated during this period, resulting in annual burned areas that are predominantly higher than the other burning seasons throughout the time series. As in the other tropical savannas, fires depend on two main factors: (i) the type, condition and spatial (dis)continuity of the fuel loads in its zone of ignition and propagation; (ii) the atmospheric conditions during propagation, especially the direction and speed of the wind and amount of rainfall. An ignition during the middle dry season, anthropogenic or natural, combined with adverse conditions associated with these factors (mainly with high spatial continuity of the fuel loads and the absence of rainfall) set the scenario for exceptionally large fires. Action by fire brigades (increased since creation of the CANP) are very limited due to the great difficulties of access and lack of personnel, so natural extinction is the most common process.

In the conservation policies currently conducted by ICMBio in the CANP region, one of the main concerns is precisely the occurrence of very large fires. CASE is a large savanna area totally isolated from its core biome, and a fire that eventually reaches the whole area of the enclave could be catastrophic for its biodiversity (D'Amico, 2014). In a study of the impacts of fire on the megafauna of the Emas National Park, located in the core area of the Cerrado, the harmful effect of large fires for certain species is highlighted, especially damaging to individual giant anteaters (Silveira et al., 1999). Despite the documented fragility of some species, strategies linked only to fire suppression in Cerrado environments are inadequate, and may even instigate very large fires from excessive accumulation of fuel loads (Ramos-Neto and Pivello, 2000). In this perspective, preventive actions to limit the spatial continuity of fuel loads have been initiated by the CANP management team and its fire brigade in recent years, by constructing firebreaks and applying prescribed fires over strategic areas. The expansion of these preventive activities will depend on concrete advances with the fire management plan of the area, in which the database generated here and their respective analyses will be useful.

In the annual/seasonal dynamics of the number of fires in the CASE, the creation and consolidation of the current limits of the CANP coincides with the period of abrupt reduction in these values, followed by stabilization, linked to the notable advances in land regularization in the area. This process is clearly related to the abandonment of practically all of the agro-pastoral farms lying in the

vicinity of the Estanho Road, where fire was frequently used for land preparation. More control established over the number of ignitions is a very important aspect for implementing a fire management plan, which is a positive influence of this protected area for the CASE. With the current territorial context of the area, together with increasing stabilization of the CANP and, consequently, greater monitoring capacity of anthropogenic ignitions, the tendency is for areas near the Estanho Road to remain stable, or even reduce the patterns of fire recurrence.

Two aspects regarding the spatial pattern of fires deserve to be highlighted, best seen in the large ones. The first aspect refers to the fragmented pattern of burning, inherent to tropical savannas, where the discontinuity of fire propagation is closely associated with the riverine forests and the other denser fragments of tree vegetation. There are many factors that can influence the extent to which the fire advances into the riverine forests, with some of the most important being the speed and direction of the wind and the condition of the fuel loads (humid or dry). The second aspect is that areas burned in the previous year often control or even delimit burning in the next year. This can be explained by the fact that the availability of fuel loads is limited by the previous year's burning damaging propagation.

Regarding the annual variability of total burned area, two of the three most burned years of the series (2005 and 2010) coincide with years of severe droughts in the Amazon (Lewis et al., 2011; Marengo et al., 2008). More specifically, they coincide with the years of greater positive oscillation of the AMO for the whole time series analyzed, with this climate anomaly more closely linked to fire activity in the southern and southwestern Amazon regions (Chen et al., 2011). These climatic anomalies were expressed in an increase in the duration of the drought periods of the analyzed series, mainly due to a prolongation of the middle period, generating conditions apparently more favorable to higher totals of annual burned areas. Although no regional climate anomaly was registered in 2014, the second most burned in the series, local rainfall data show similar conditions to the years 2005 and 2010, with a prolongation of the dry season.

However, other years in the series, such as 2000 and 2004, with relatively prolonged dry seasons and low total burned area values, and the inverse in 2003, suggest that the influences of the rainfall regimes dynamics are relative, whether or not linked to regional climatic anomalies. Although systematic data are not available to compute and analyze the fire causes, it is possible to infer that these variations are probably associated to different rates of influence of human

ignitions. In the annual distribution of the burned areas in other tropical savanna areas, linked more strongly to core areas of the Cerrado biome, the year 2010 was also among the most affected in studies on the Serra do Tombador Natural Reserve (Daldegan et al., 2014) and in the Serra da Canastra National Park (Lemes et al., 2014). Nevertheless, the studies return a lack of convergence in other years more seriously affected by fire, showing that climatic anomalies can have an influence in this type of landscape, but they do not meet the conditions required for the fire to reach large peaks of total burned areas.

3.4.2. Fire over different tree cover domains and recurrence distribution analysis

A hierarchical pattern characteristic of the incidence of fire in the enclave was verified, where the subtotals of burned areas covered a larger annual percentage of surfaces with low tree cover, followed by those with medium and high tree cover, which related to the landscape configuration and the usual fire propagation behavior of the CASE. These results are in agreement with those obtained in modeling fire frequency on different Cerrado formations in Jalapão State Park, in which the longest fire intervals were found in dense woodlands, rather than shrub and savanna areas (Pereira Júnior et al., 2014).

Higher density tree surfaces during the middle dry season fires were more significantly affected, compared to the early and out-of-dry season periods. These results further support the general hypothesis that fires in the period of greatest accumulated drought can be more aggressive against tree vegetation in savanna environments (Laris, 2002; Smit et al., 2010). The results of the regression analysis allow to infer that an increase in fire size strongly determine the increase of total woody areas affected by fire.

The analysis of tree cover domains in 2000 and 2015 by different areas of recurrence suggests that the fire affected areas may also lead to losses of medium-high and high tree cover areas in the CASE. There were no significant differences between the losses of vegetation cover in affected areas at higher or lower frequencies, but these results need to be weighted by the time scale analyzed (17 years) and by the lack of fire recurrence information from the period prior to the study. Higher fire frequencies are usually related to reduced woody vegetation cover in savanna vegetation (Smit et al., 2010) and rainforest in the south-east of Amazonia (Balch et al., 2015). On the other hand, resilient behavior in the trees of savanna-forest boundaries of the

Brazilian Cerrado is reported, where tree topkill, not mortality, governs the dynamics of frequent fires (Hoffmann et al., 2009). Future studies in the CASE, in a high detailed scale, are needed to describe the relation between tree mortality rates, recurrence and severity of fire affected areas in different burning periods.

Four of the five zones of high fire recurrence identified are located near the axis of the Estanho Road, which implies a strong anthropic influence on the time series records for these areas. Information in the studies on implementing the CANP (ICMBio, 2016) specifies the anthropic pressures acting on certain areas of the CASE, leading to speculation on the causes of the registered fires. In areas of high recurrence C and D, it can be inferred that the sources of ignition are mainly linked to fire use for land preparation for agro-pastoral activities at the beginning of the series, or even criminal and/or accidental burns initiated from the road axis. In zone E, in the Igarapé Preto IL, *garimpo* (informal mining) activities are identified, and the fires identified are probably connected with these activities, in addition to the frequent use of fire for 'clearing areas' by the indigenous population. Both zones A and B are located within the Marmelos IL. Zone B is located near the Estanho Road, while access to zone A is more closely linked to water courses, about 35 km away from the nearest indigenous human settlement. It is speculated that at least part of the ignitions of these areas are caused by hunters, not exclusively indigenous, to attract animals.

On the other hand, natural fires (from lightning) are also considered a cause of fires in these areas. Studies of other natural parks, located in the core area of the Cerrado, reveal that natural burning should be considered as an important causal factor. At Emas National Park, 41 of the 44 records identified between 1995 and 1999 were from natural ignitions, mainly small burns during the rainy season (Ramos-Neto and Pivello, 2000). As for the Chapada dos Veadeiros National Park, 12% of the fires occurring between 1992 and 2003 were caused by lightning (Fiedler et al., 2006). Increased monitoring capacity in cooperative processes with local indigenous communities will be required to obtain more accurate information on the causes of the CASE fires. Although intentional fires without the authorization of environmental agencies are a crime under national law, no results of any CASE investigation that recognizes the cause of fires are known.

3.4.3. Methodological progresses, limitations and perspectives

This article explored the combination of information derived from optical sensors (Landsat and MODIS surface reflectance data and VCF tree cover data) and radar (TRMM precipitation data) to analyze the spatial and temporal patterns of fire incidence in one of the biggest savanna enclaves in the southern Brazilian Amazon. This methodology is an original approach compared to previous studies of fire incidence available in the literature, which enabled to: (i) monitor the annual/seasonal fire extent and frequency on fine spatial resolution for the last 17 years by mining all available Landsat (TM, ETM + and OLI) and complementing temporal gaps with information derived from daily MODIS surface reflectance series; (ii) identify four burning periods per year in the time series based on the daily TRMM rainfall dataset; and (iii) test hypotheses related to fire seasonality/recurrence and amount of burned woody vegetation using VCF tree cover layers. All remote sensing data sources used in this study are available for free and can be employed for seasonal studies of the incidence of fire in the most distinct global landscapes.

The analysis of an extensive time series of Landsat images enabled 1432 fire scars to be extracted from the CASE over the last 17 years, of which 32% were reviewed in a daily MODIS time series for correct seasonal assignment. The results obtained corroborate with other studies that have already demonstrated the potential of the MODIS series for accurate time information on burned areas (Boschetti et al., 2015; Panisset et al., 2014; Veraverbeke et al., 2014). Probable omissions of very small burned areas should also be taken into consideration, especially those less than 0.09 ha (one Landsat pixel), or those linked to wider gaps in the availability of images free from atmospheric disturbances during the rainy season, which are difficult to identify in the existing pre-post images comparison. Nevertheless, it is believed that the database presents a reliable picture of fire incidence in the enclave.

The seasonal subdivision, contextualized from the daily TRMM data, allowed a dynamic framing of annual burning seasons, avoiding the double incidence of error based on a static definition of these periods. With the subdivision of the four annual burning periods (out-of-dry season, early dry season, middle dry season, late dry season), it was sought to overcome the early-late dichotomy existing in many fire incidence studies in savannas (Laris et al., 2016). It is believed that the adopted subdivision feasibly captures the

main generic stages of the condition of fuel loads from the predominant vegetation formations in the CASE, and are compatible with the interpretation of burning patterns. Nevertheless, future research may help to further refine these periods, based on a more exhaustive study of regional climatic characteristics that includes temperature data, evapotranspiration, wind direction patterns and even more consistent pluviometry data based on meteorological station data. With the recent inauguration of a fixed CANP base in the CASE, a local meteorological station may be available in the near future to replace the current frame in which the nearest station is about 150 km northwest (Humaitá Meteorological Station). For future CASE experimentation involving the monitoring of prescribed burns in different periods, the use of dates closer to the intersections (of the 17 years analyzed) of each period will be characterized as a good alternative for correct framing.

The use of VCF products was successful in comparing the incidence of fire on different tree cover domains, enabling the annual/seasonal quantity of areas of high predominance of tree cover affected by fire to be categorized and estimated. Using updated information every five years, it was possible to capture the dynamics of tree cover percentages in four moments of the time series. This provided an advantage over the use of a static vegetation map in the interpretation of the annual results, which is the approach used to study the annual burned areas of the Serra do Tombador Natural Reserve (Daldegan et al., 2014) and fire frequency modelling in Jalapão State Park (Pereira Júnior et al., 2014), although it is inferior in terms of detail of the existing vegetation formations.

From this study, current research lines are focused on understanding the responses of vegetation to fire in the CASE, seeking to recognize how the process of post-fire regeneration occurs in its different vegetation formations. Progress is also being made on the fusion of fine and low/moderate spatial resolution surface reflectance products in the estimation of fire severity data. These lines aims to advance methodologically with the analysis and monitoring of the fire impacts on the Cerrado-Amazon transition areas, at the same time as adding new information to the database presented here, which will help in drafting the fire management plan and consequently with land management of the CASE.

3.5. Conclusion

This study explored the combination of information derived from remote sensing data sources in the generation and analysis of a fire incidence database in one of the biggest savanna enclaves in the southern Brazilian Amazon, the CASE. The applied methodology allowed the quantification and spatial categorization of the fire occurrences over the last 17 years (the entire Landsat-MODIS coincident series available), generating information on annual/seasonal variation. The discussion of the results, based on a fine spatial resolution, provides new insights into the analysis of burned areas of the neotropical savannas, and especially over the Cerrado-Amazon enclaves, spatially and statistically reinforcing important aspects linked to the seasonality patterns of fire incidence in this landscape.

In the CASE, very large fires, found mainly in the middle dry period, result in large peaks of total burned areas within the time series, especially for the years 2005, 2010 and 2014. A higher number of annual fire occurrences was not directly related to the total areas recorded, which are mostly caused by small and very small burned areas within the time series. The seasonal comparison shows that during the dry period 97.64% of the total burned areas were recorded throughout the time series. It also revealed the high magnitude of fires during the middle period, responsible for 86.21% of the total burned in 32.05% of fire occurrences. Significant differences were identified between the proportion of higher density tree cover surfaces affected by fire during the middle dry season, and contrasted with the early and out-of-dry season fires.

Acknowledgment

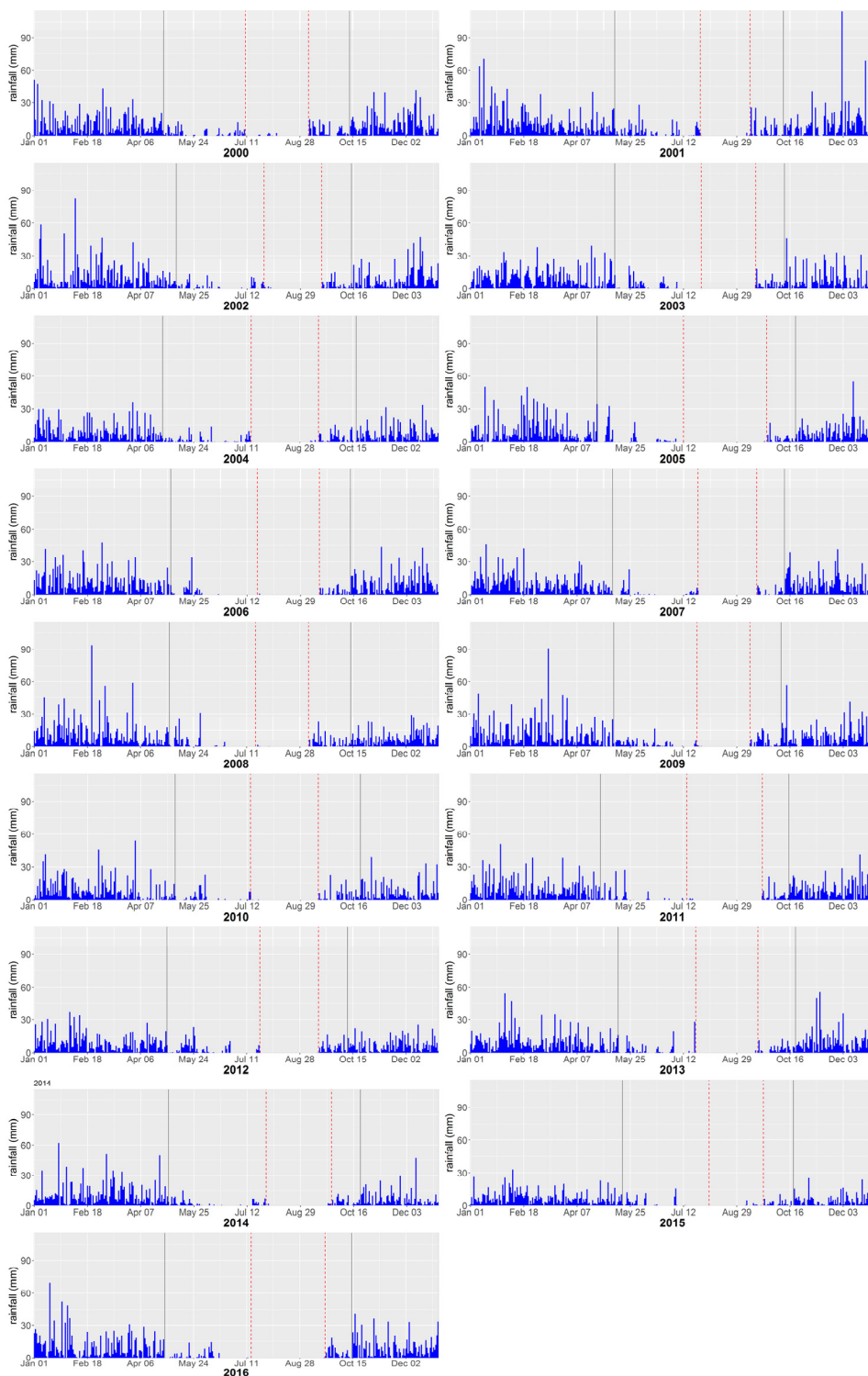
We thank the CAPES Foundation (Brazil) for the grant (process number 9540-13-0) given to the first author. We are also grateful to Bruno Contursi Cambraia and all the team of the Campos Amazônicos National Park, who provided data and encouraged the research development.

Appendix 3A

Table 3.A. Season start/end dates and duration of the periods.

Year	Season start/end dates				Duration (days)			
	Dry season start	Dry season end	Middle dry season start	Middle dry season end	Dry season	Early dry season	Middle dry season	Late dry season
2000	27/04	12/10	10/07	05/09	168	74	54	37
2001	11/05	10/10	27/07	10/09	152	77	42	30
2002	09/05	14/10	27/07	17/09	158	79	53	27
2003	11/05	11/10	28/07	15/09	153	78	45	26
2004	26/04	18/10	15/07	14/09	175	80	58	34
2005	25/04	21/10	12/07	25/09	179	78	73	26
2006	04/05	13/10	21/07	15/09	162	78	60	28
2007	09/05	11/10	25/07	16/09	155	77	53	25
2008	02/05	13/10	19/07	05/09	164	78	44	38
2009	10/05	08/10	24/07	10/09	151	75	42	28
2010	08/05	22/10	19/07	14/09	167	72	62	38
2011	28/04	15/10	15/07	19/09	170	78	65	26
2012	30/04	10/10	23/07	14/09	163	84	55	26
2013	14/05	21/10	23/07	17/09	160	70	53	34
2014	02/05	22/10	29/07	26/09	173	88	60	26
2015	18/05	19/10	04/08	22/09	154	78	48	27
2016	28/04	14/10	15/07	20/09	169	78	56	24
Average	04/05	14/10	20/07	14/09	163.12	77.76	54.29	29.41
Min	25/04	08/10	10/07	05/09	151	70	42	24
Max	18/05	22/10	04/08	26/09	179	88	73	38
Sd	6.68	4.56	6.51	5.77	8.56	4.09	8.46	4.81

Figure 3.A. Daily TRMM pluviometry data by year (2000-2016). Outside lines demark dry season limits and dotted lines the middle dry season.



CAPÍTULO 4

Validación de las últimas generaciones de productos MODIS en la detección de áreas quemadas en ambientes de sabana tropical

Publicado como:

- Alves, D.B., Pérez-Cabello, F., Rodrigues Mimbreno, M., Febrer-Martínez, M., 2018. Accuracy assessment of the latest generations of MODIS burned area products for mapping fire scars on a regional scale over Campos Amazônicos Savanna Enclave (Brazilian Amazon). *Journal of Applied Remote Sensing* 12, 1–21. doi:10.1117/1.JRS.12.026026.

Accuracy assessment of the latest generations of MODIS burned area products for mapping fire scars on a regional scale over Campos Amazônicos Savanna Enclave (Brazilian Amazon)

Abstract

This article aims to analyse the accuracy of the latest versions of burned area products derived from MODIS series (MCD45A1 v051, MCD64A1 v051 and MCD64A1 v006), quantifying their progression in the annual/seasonal mapping of fire scars on a regional scale over tropical savanna environments. To this end, a validation was processed comparing each product with a burned area reference covering the period of 2001-2016, available for one of the largest savanna vegetation enclaves located in the southern Brazilian Amazon, the Campos Amazônicos Savanna Enclave (CASE). Three indices derived from cross-tabulated error matrices were used in the comparison (Commission Error, Omission Error and Dice Coefficient). Pareto boundaries were also computed to explore the influence of the spatial resolution of the MODIS products on detecting burned areas. The overall assessment found a clear decrease in omission errors, varying from 0.797 and 0.499 in the MCD45A1 v051 and MCD64A1 v051, to a value of 0.280 in the MCD64A1 v006. Improvements obtained with MCD64A1 v006 in the middle and late dry season periods were significant. The results validate the higher performance of MCD64A1 v006 and confirm it as a useful instrument for the regional mapping of burned areas over tropical savanna areas.

Keywords: burned areas, MCD45A1, MCD64A1, fire seasonality, tropical savanna, Brazilian Amazon.

4.1. Introduction

Mapping the spatial extent and the temporal incidence of fires is a very important process in the understanding ecological processes and human impact on the behaviour of the Earth's system (Bowman et al., 2009; Pausas and Keeley, 2009). Fire plays a key role in the dynamics of ecosystem structure (Bond et al., 2005), and burned areas mapping is used as an essential information to assess the impact of fire (Fanin and Werf, 2015; Morton et al., 2011), in analysing fire recurrence patterns and long-term trends (Araújo et al., 2012; Giglio et al., 2010; Levin and Heimowitz, 2012), to monitor post-fire regeneration (Leeuwen, 2008; Leon et al., 2012) and account for the emissions of greenhouse gases (Hao and Larkin, 2013; Oliveras et al., 2014).

Globally, tropical savanna is the most fire-prone biome and the largest source of atmospheric emissions from biomass burning (Pereira, 2003). In Brazil, the transitional areas between the tropical savanna (locally known as 'Cerrado') and Amazon biomes has been the region most frequently affected by fire over the last few decades (Schroeder et al., 2009; Silva Cardozo et al., 2011). In these areas, high fire frequency or even seasonality regime alteration of burns are linked to severe impacts on reduction of nutrient stock and total biomass of vegetation (Hoffmann and Moreira, 2002), high rates of erosion and soil loss (Certini, 2005) and heavy repercussions on the total greenhouse gases emissions to the atmosphere (Bowman et al., 2009; Levine et al., 1995).

Unlike countries such as Canada, with the Canadian Wildland Fire Information System (CWFIS) (CFS, 2018), United States, with the Monitoring Trends in Burn Severity (MTBS) Fire Occurrence Dataset (USGS and USDA, 2018), Spain, with the Spanish Department of Defence Against Forest Fires Stats database (MAPAMA, 2018) and Portugal, with the Burned Area Dataset of the Institute for Nature Conservation and Forest of Portugal (ICNF, 2018), which developed fire databases with decades of valuable information, Brazil does not have systematic records of fires with similar characteristics. Fire Incident Report (ROI) is the official database, available from the National Forest Fires Prevention and Combat System (PREVFOGO), but most of ROI data lack temporal and spatial continuity and mainly relate to fires in protected areas where fire-fighting took place. Although efforts have been made to develop burned area detection algorithms adapted to fire behaviour in Brazilian biomes (Libonati et al., 2015; Melchiori et al., 2014; Shimabukuro et al., 2015), an official spatial database that accounts for fire-affected areas is not yet available.

An alternative to this lack of information is the use of satellite-derived global burned area (BA) products of moderate spatial resolution as a source of multitemporal systematization and mapping of fire-affected areas. These products have received special attention by the remote sensing community in the last few decades (Mouillot et al., 2014) and are being developed based on increasingly broad and consistent information, associated mainly to the scientific advances in accounting for the bidirectional reflectance distribution function (BRDF) and detection of clouds, aerosols effects or other atmospheric disturbances (Lyapustin et al., 2014; Toller et al., 2013).

Among the existing global BA products, it is possible to highlight those based on data derived from the Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) sensors aboard Terra and Aqua satellites. The MODIS Collection V includes a product identified as MCD45A1 v005, which applies a rapid change detection algorithm in the daily surface reflectance information of both satellites, taking into account the effects of BRDF, to provide a monthly basis of 500 m spatial resolution (D. P. Roy et al., 2008; Roy et al., 2005). Modifications in the internal thresholds to reduce omission errors in forests and agricultural areas and other improvements have given a name to a new version of the product, the MCD45A1 v051, which preserves the temporal and spatial resolution of the original product. At same time, the application of a new algorithm gave rise to the Direct Broadcast Monthly Burned Area Product (MCD64A1), which differs from previous ones in the use of active fire data to generate regional probability density functions suitable for detecting persistent changes observed in the daily surface reflectance temporal composites (Giglio et al., 2009). The newest version currently available is the MCD64A1 v006, using the MODIS Collection VI surface reflectance and active fire data as input. This product is integrated as the only BA product in the current MODIS Collection VI. Other global BA products of moderate spatial resolution can also be mentioned, such as the ESA Fire_cci (derived from MERIS surface reflectance data) (Chuvieco et al., 2016; Pettinari et al., 2016), available between 2005 and 2011 at approximately 300 m spatial resolution, and the PROBA V Burned Area product (Smets et al., 2014; Tansey et al., 2008), with 333 m of spatial resolution from 2014 to the present, the latter still in a pre-operational stage.

Comparison studies between the MCD45A1 v051, MCD64A1 v051 and other global BA products recorded the prominent role of the MODIS series (Padilla et al., 2015; Tsela et al., 2014). When comparing these two product versions, the results obtained by the MCD64A1 v051 were generally better, although in both

cases, high levels of underestimation were found, mainly concerning small burns (Libonati et al., 2014; Padilla et al., 2015; Ruiz et al., 2014; Tsela et al., 2014). MCD64A1 v006 is considered better able to detect burned areas compared to its previous versions, especially for small burns (Giglio et al., 2016a). It is important to note that the MODIS series of BA products is used as significant input data for the generation of the latest versions of the Global Fire Emissions Database (Randerson et al., 2015, 2013).

As it belongs to global coverage products, the performance of the burned areas detection in different types of environments has also been the subject of validation studies. Padilla et al. (2014) reports the highest accuracy in burned area detection in the Boreal Forest biome, by analysing the data from MCD45A1 v005 during the year of 2008. Even higher values of omissions (greater than 90%) were identified in validation studies of the products MCD45A1 v051 and MCD64A1 v051 over Russian croplands, associated mainly with the non-detection of small burns in areas of short fire duration and subsequent ploughing of the field (Hall et al., 2016). A specific study on selected areas in the Brazilian Cerrado also reported high omission rates (~63% on average) in the MCD45A1 v005 (Araújo and Ferreira, 2015). A recent study explored the extraction of patch metrics using MCD45A1 v051 product over Brazilian savanna environments, reporting a high underestimation of burned areas at patch level as a result of uncertain patch boundaries (Nogueira et al., 2017).

The record of the fire-affected areas in savanna environments is hampered by the characteristics of the burnings. These are environments with heterogeneous patterns of availability of fuel loads, resulting in different levels of fire intensity, very dependent on fire timing and seasonality (Laris, 2005). In addition, this type of landscape presents a rapid response of the vegetation to the fire, especially regarding the regeneration of the herbaceous stratum (Alvarado et al., 2017), making the automatic multitemporal detection of burning very complex.

In this context, this article aims to analyse the accuracy of the latest versions of burned area products derived from the MODIS series, verifying their evolution in the annual/seasonal mapping of fire scars on a regional scale over tropical savanna environments. To this end, a fire database of fine spatial resolution (30 m) covering the period of 2001-2016 is available for one of the largest savanna vegetation enclaves located in the southern Brazilian Amazon, the Campos Amazônicos Savanna Enclave (CASE), which was used for two purposes: (i) to compare the accuracy of the MCD45A1

v051, MCD64A1 v051 and MCD64A1 v006 in the detection of burned areas per year and fire season; (ii) to evaluate the patterns of the omission and commission errors related to the performance of the burned area detection in the three BA products.

This study improved on those available when evaluating the BA products from an annual/seasonal perspective for a long time series in areas of tropical savanna enclave. At the same time, it is the first study assessing MCD64A1 v006 in comparison to its predecessor versions of MODIS BA products, providing new insights into the analysis of the evolution of these products for mapping fire scars on a regional scale for tropical savanna environments.

4.2. Materials and methods

4.2.1. Study area

The CASE (Figure 4.1) is located in the south-western quadrant of the Brazilian Amazon, covering 4342 km² which are almost entirely legally established as protected area, with 47% belonging to the limits of the Campos Amazônicos National Park (CANP), 46% in the Tenharim Marmelos Indigenous Land and 5% in the Tenharim Igarapé Preto Indigenous Land (ICMBio, 2016). It corresponds to a continuous area of Cerrado biome phyto-physiognomies in a region dominated by rainforest vegetation of the Amazon biome, a landscape unit known as savanna enclave (Ratter et al., 1997).

Vegetation is not restricted to savanna formations, varying from grasslands to forests (Oliveira-Filho and Ratter, 2002). Grasslands, shrubby grasslands and shrubby savanna predominate in the interfluvial areas, while forested areas are mainly located in the proximity of the streams (riparian vegetation). The topography consists of predominantly by flat slopes and dystrophic soils (ICMBio, 2016; Motta et al., 2002).

The regional climate is characterized by annual rainfall of up to 2000 mm, and average annual temperatures in the range of 24-28°C. There are two main seasons, wet (November-March) and dry (May-September); April and October usually correspond to the transition between the two seasons (Marengo et al., 2001). Fire activity tended to increase exponentially with the decrease of rainfall in the dry season (Aragão et al., 2008). Due to the importance of seasonality on fire impacts, burned areas can be categorized in four periods: early dry season, middle dry season, late dry season and out-of-dry season (Alves and Pérez-Cabello, 2017).

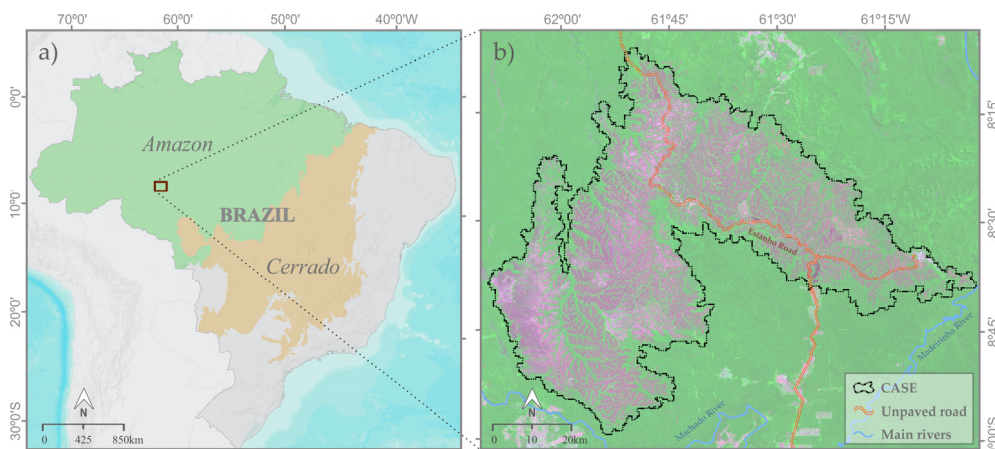


Figure 4.1. Map of the study area: a) localization inside Amazon biome areas; b) CASE delimitation over a Landsat OLI from July 27, 2016, SWIR2-NIR-Red/R-G-B composition.

4.2.2. Description of the MODIS global burned area products and the BA reference dataset

The last three versions of the MODIS BA products (MCD45A1 v051, MCD64A1 v051 and MCD64A1 v006) (Table 4.1) were used, with the period from 2001 to 2016 selected for analysis. The products have in common the use of information from the TERRA and AQUA satellites to obtain a monthly gridded dataset of 500 m spatial resolution. All these products also provide the approximate date of the burning and other quality assurance indicators for each grid cell.

As a BA reference for validation of the MODIS BA products, a fire scar database with fine spatial resolution (30 m) was available for the studied area. This database was developed from a combination of multiple remote sensing data sources (Landsat, MODIS and TRMM pluviometry) and provided the spatial extent of burned areas covering the period of 2000-2016. A fire season classification (early dry season, middle dry season, late dry season or out-of-dry season) of each burn was also provided (Alves and Pérez-Cabello, 2017).

Table 4.1. Characteristics of the MODIS burned area products used.

MODIS product	Availability	Spatial/temporal resolution	Reference
MCD45A1 v051	April 2000 - Jan. 2017	500 m/monthly and Julian date	(Boschetti et al., 2013; Roy et al., 2002)
MCD64A1 v051	Aug. 2000 - Dec. 2016	500 m/monthly and Julian date	(Giglio, 2015; Giglio et al., 2009)
MCD64A1 v006	Nov. 2000 - present	500 m/monthly and Julian date	(Giglio et al., 2016a, 2009)

The validation dataset was built from the chronological sequence of Landsat images used to generate a dataset of fire-affected areas with fine spatial resolution. The use of Landsat-derived data is considered suitable for validating moderate spatial resolution BA products such as MODIS. This procedure is recommended by the Southern Africa Fire Network (SAFNet) protocol (Boschetti et al., 2009; Roy et al., 2005), and has been applied in the generation of other multitemporal fire scar databases at national scale (e.g. the MTBS Fire Occurrence Dataset, from United States; the CWFIS, from Canada; and the Burned Area Dataset of the Institute for Nature Conservation and Forest of Portugal). MODIS daily surface reflectance data (MOD09GQ and MYD09GQ products) was only used for the accurate dating of the reference fire scars, making possible its annual/seasonal evaluation (Alves and Pérez-Cabello, 2017).

The extraction of the fire scars in the reference dataset was based on an exhaustive process of visual analysis, considering all available images in the study area (315 Landsat - TM, ETM+ or OLI - images for period of 2001-2016). Although quite time-consuming, the extraction of burned perimeters from visual interpretation is relatively simple and allows obtaining reliable results (Bastarrika et al., 2011; Boschetti et al., 2009). Automatic and semi-automatic methods proposed in the literature (Bastarrika et al., 2014; Melchiori et al., 2014; Shimabukuro et al., 2015) usually require being complemented or coupled to visual interpretation to overcome potential commission and omission errors (Daldegan et al., 2014), due to complex spectral and spatial heterogeneity of fire scars (Pereira, 2003). In an evaluation of different methods for extraction of burned areas in a tropical savanna region using Landsat images, visual interpretation allowed obtaining results similar or better to those from automatic and semi-automatic methods (Bowman et al., 2003).

4.2.3. Methodological procedures

The methodological procedures (Figure 4.2) were divided into three main stages: (i) images pre-processing, (ii) burned area individualization and seasonal assignment and (iii) spatial and statistical assessment and comparison.

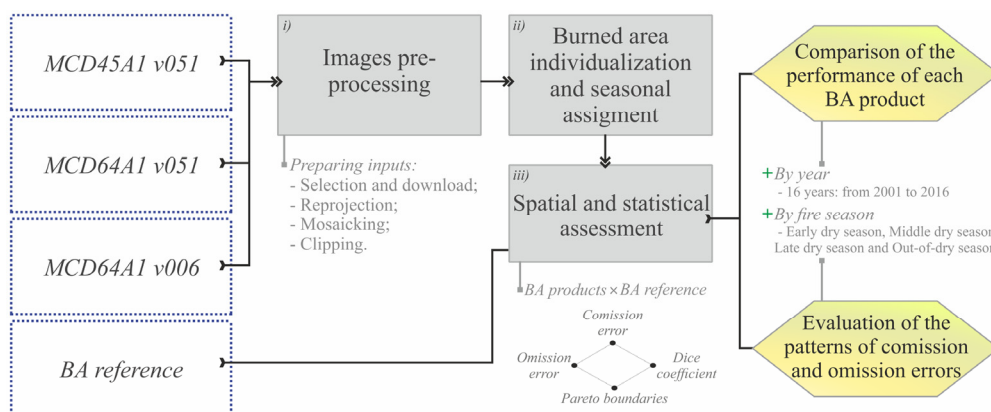


Figure 4.2. Methodology workflow. Data sources are shown with dotted boxes; gray shaded boxes indicate image processing and data preparation; hexagonal boxes represent comparison and validation outputs.

4.2.3a. Images pre-processing

After completing the download of all available images of the three BA products from 2001 to 2016, the Raster Time Series Analysis ('rts') package, from software R (RCT, 2016), was performed to mosaic, reproject and clip each image band. This package uses MODIS Reprojection Tools (MRT) and allows multiple image processing. The mosaicking was necessary because the area is located in two MODIS tiles (horizontal/vertical - 11 and 12/09). The same parameters used by the BA reference (WGS84 - UTM 20) were used as the coordinate and projection system for the reprojection process.

4.2.3b. Burned area individualization and seasonal assignment

The process of individualization and season assignment of each fire (Figure 4.3) was based on three main steps: (i) generation of an annual synthetic map of burned areas; (ii) segmentation of each map using a regional growth algorithm; (iii) season assignment of each individual burn.

At first, an annual map of burned areas was generated and for each pixel, indicated the approximate Julian date of the burning or zero value to unburned areas. Special attention was given to pixels in which more than one annual burn value was identified. For this group of pixels, the duplicate observations were excluded, with duplications taken to be when the same Julian date was identified twice in a single year. For the observations finally considered as pixels

in which multiple burns were detected during the same year, the most similar value to the neighbouring pixels was selected for the annual synthetic map. The remaining values were stored in additional layers per image, for integration in the later stages of processing.

The next step was the individualization of the fires on each of the synthetic maps. Initially, a clump function was applied to generate a layer that dissolves the burned pixels according to their spatial contiguity (using Queens's case criteria). In addition, a regional growth segmentation algorithm was applied to each of the input raster, using a temporal distance equal to or less than eight Julian days and a minimum pixel size of one. As a final step, the clump layers were joined with those generated during segmentation, by dissolving the individual polygons smaller than three pixels that belonged to the same clump. Similar segmentation procedures using a MODIS BA series were developed and applied by Frantz et al. (2016) in the study of temporal patterns of Southern Africa fires.

With the individualized burns, the stage of seasonal assignment of each fire began. To this end, each pixel of the annual synthetic map was reclassified into early dry season, middle dry season, late dry season or out-of-dry season periods, according to the Julian day of burning. This reclassification was performed using the same parameters applied to define the fire seasons in the BA reference, where the transition dates between the periods were adapted to the conditions of the studied area (Alves and Pérez-Cabello, 2017). Although the transition dates between seasons vary inter-annually, they can be summarized as: the early dry season mainly covers the months of May, June and almost all July; the middle dry season extends from the end of July to mid-September; the late dry season runs from mid-September to mid-October; all the remaining months are the out-of-dry season. Based on the reclassified Julian day, the fire polygons individualized in the previous stage had their season assigned with majority function.

As a result, four raster layers (one for each season) were generated for each year and each BA product, and previously stored additional layers, relating to multiple burns in the same pixel, were included. These layers were subjected to the same process as the annual synthetic maps (clump generation, segmentation and seasonal assignment). In cases where the second burn occurred in the same fire season as the previously identified fire, this was not considered as a new fire (matching with the criteria used by BA reference).

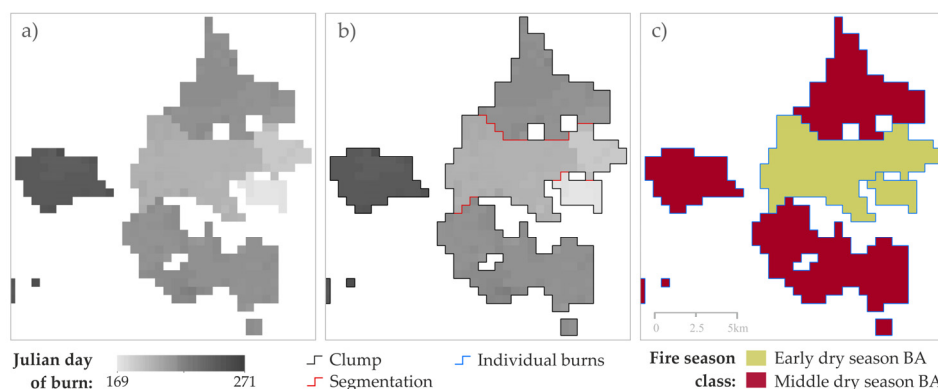


Figure 4.3. Burned area individualization and season assignment using MCD64A1 v006 in a CASE fragment: a) synthetic raster of 2003, showing the Julian day of burn for each pixel (blank areas are unburned pixels); b) results from clump generation (spatial contiguity) and segmentation by growing region; c) fire season assignment of every single burn.

4.2.3c. Spatial and statistical assessment of the BA products

The evaluation of the burned area mapping was carried out over the whole time series with each grid cell of the MODIS BA products inside CASE areas included as observations. The validation indicators were derived from the computation of the error matrix (Congalton, 1991) between the values presented by each BA product and the values observed by the BA reference (Table 4.2). More specifically, three measures were computed: Commission Error (Ce) (Eq. 4.1); Omission Error (Oe) (Eq. 4.2); and Dice coefficient (DC) (Eq. 4.3), which can be expressed as:

$$Ce = \frac{E_{12}}{E_{1+}} \quad (\text{Eq. 4.1})$$

$$Oe = \frac{E_{21}}{E_{+1}} \quad (\text{Eq. 4.2})$$

$$DC = \frac{2E_{11}}{2E_{11} + E_{12} + E_{21}} \quad (\text{Eq. 4.3})$$

Table 4.2. Contingency table used to derive the accuracy assessment measures.

MODIS BA product	BA reference		Row total
	Burned	Unburned	
Burned	E_{11}	E_{12}	E_{1+}
Unburned	E_{21}	E_{22}	E_{2+}
Col. total	E_{+1}	E_{+2}	I

Omission error (Oe) is defined as the proportion of burned areas in the BA reference that were not observed as burned in the BA product, while Commission error (Ce) is the proportion of burned pixels in the BA product that were not included as such in the BA reference. The Dice coefficient (DC) estimated the similarity between the true burned fraction in the reference dataset and the pixels categorized as burned in the BA products. DC summarizes, in a single indicator (ranging from 0 to 1), the commission and omission errors, and is a useful accuracy measure in comparing datasets. Ce, Oe and, DC have been widely used in validation studies of medium/low spatial resolution burned area products (Libonati et al., 2015; Padilla et al., 2015, 2014; Ruiz et al., 2014; Tsela et al., 2014).

As in the methodology used by Padilla et al. (2014), the error matrix cell entries for a given pixel are defined by the proportion of agreement/disagreement in that pixel. In addition to the general evaluation of all observations, grid cells were grouped by year, by fire season and by proportion of fire-affected area observed in BA reference. In the assessment of each group, the error matrix parameters (E_{ij}) are the summation of all grid cell values divided by their total number of observations.

Additionally, Pareto boundaries were generated taking into account the general and seasonal grouping of the grid cells. The use of Pareto boundaries was proposed by Boschetti et al. (2004) in order to address issues concerning the use of samples of high resolution maps as reference data for the accuracy assessment of low resolution products. The delimitation of the Pareto boundary in a two-dimensional approach of Ce/Oe allows to visualize, given the spatial characteristics of fire incidence in a specific landscape and a certain spatial resolution of the target BA product, enables visualization of the region of minimum values of omission and commission errors (Boschetti et al., 2004).

The Pareto boundary calculation is based only on data from the BA reference and on the grid cells of the BA product (not including BA product values). First, the proportion of burned area of the BA reference present in each grid cell analysed (from 0 to 100%) is estimated. The result of this process is an 'ideal product' with the spatial resolution of MODIS BA products, which, unlike the burned/unburned dichotomy, indicates the amount burned in each pixel. Second, it is necessary to generate a dichotomy map (burned/unburned) by testing different classification thresholds ' t ' on the 'ideal product'. In other

words, given the threshold $t = 20\%$, all 'ideal product' values higher than 20% burned are classified as completely burned, otherwise unburned. Lastly, the Ce/Oe values of this classification are computed in a cross tabulation with the BA reference. The Ce/Oe values obtained for all the applied thresholds ($0 < t \leq 100$), here considered as all integers of the range, generate the vector that delimits the Pareto boundary.

4.3. Results

4.3.1. Yearly/seasonally burned area mapping

The major temporal (Figure 4.4) and spatial (Figure 4.5 and Figure 4.6) comparison of the fire incidence recorded in the BA reference and in each BA product enable an initial assessment of the detection of burned areas in the CASE.



Figure 4.4. Total of fire-affected areas observed in the BA reference (a) and in each MODIS BA product (b, c and d), yearly categorized in four fire season (2001-2016).

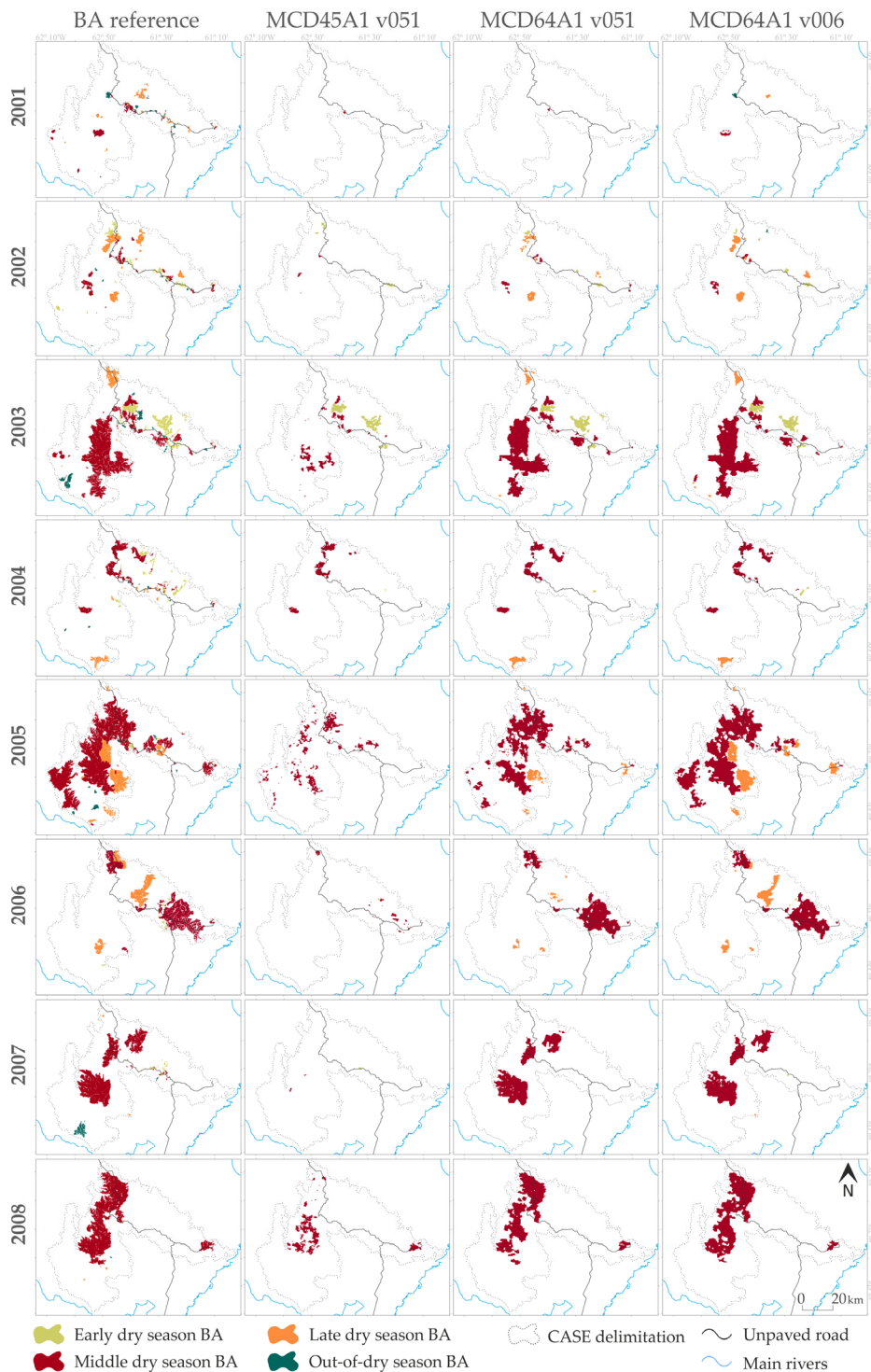


Figure 4.5. Yearly/seasonally BA mapping in each MODIS BA product compared with the reference (2001-2008). White areas inside CASE delimitation represent unburned areas in the respective year.

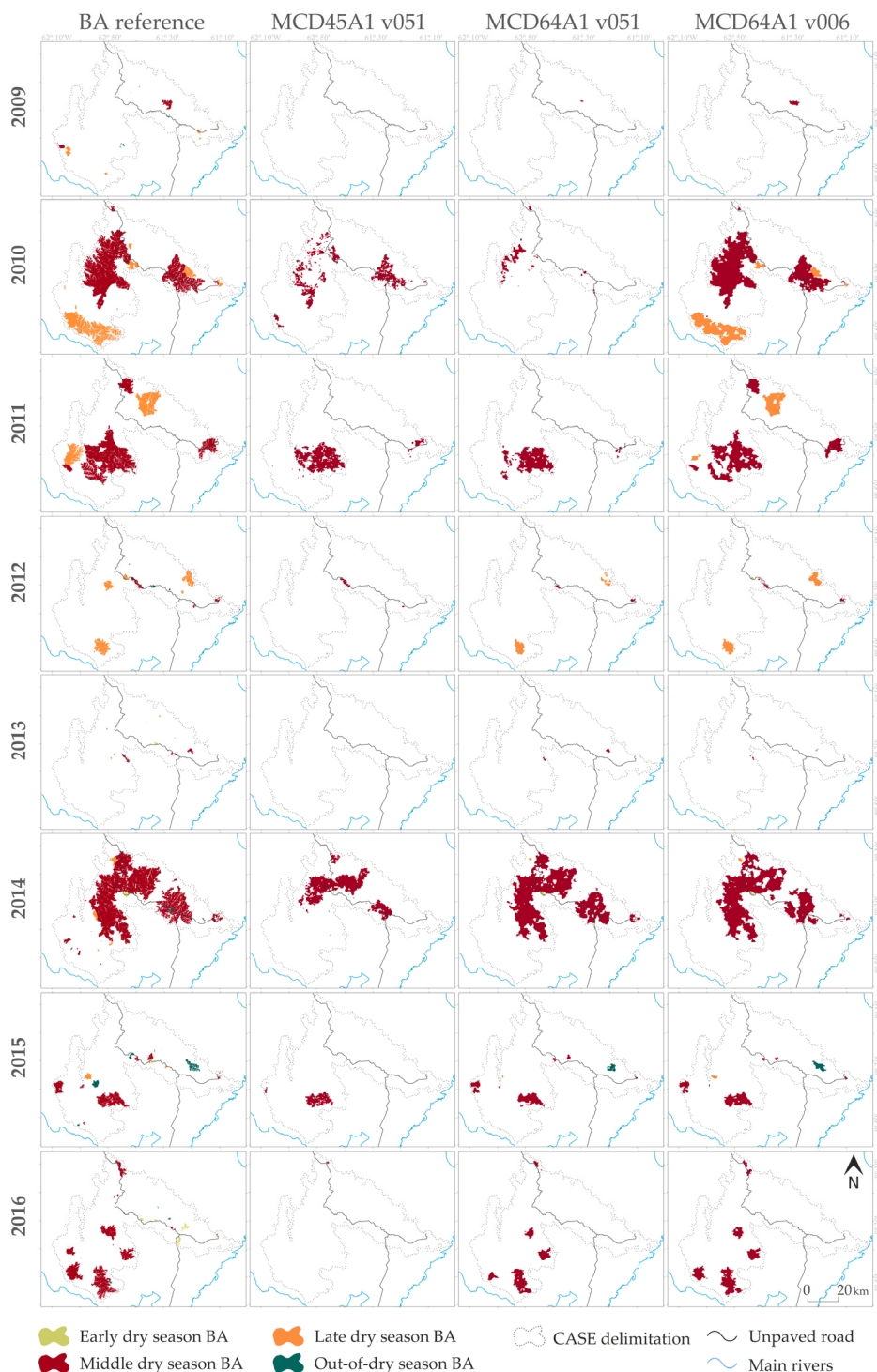


Figure 4.6. Yearly/seasonally BA mapping in each MODIS BA product compared with the reference (2009-2016). White areas inside CASE delimitation represent unburned areas in the respective year.

The BA reference shows approximately 1.02 million ha burned in the period 2001-2016, with emphasis on 2003, 2005, 2010 and 2014. In these years the BA exceeded 25% of the total area of CASE. Without accounting for commission errors, it is possible to estimate that the MCD45A1 v051 captured no more than 22.5% of the total reported in the BA reference (2001-2016), while the two versions of the MCD64A1 (v051 and v006) presented better results by capturing about 56.9% (580 thousand ha) and 81.6% (832 thousand ha), respectively.

The best performance of the MCD64A1 products, and especially of the v006, is remarkable in the annual subtotals. Although the tracks of the three BA series represent the inter-annual variations of the BA reference fairly well, it is apparent that the overall proportions of burned areas are generally better estimated by the two MCD64A1 products vs. MCD45A1 v051.

In addition to enhancing the annual subtotals, the latest version of the MODIS BA products better represents the subtotals per fire season. It is noticeable in the years 2005, 2006, 2010 and 2011, where the subtotals of the late dry season burned areas are little or not recorded by the MCD45A1 and MCD64A1 v051 products, and clearly better detected in MCD64A1 v006.

Mapping the above-mentioned years corroborates the better performance of the MCD64A1 v006, which is ultimately linked to the detection of certain fires omitted or considerably underestimated by previous MODIS BA products. Two representative examples can be highlighted: (i) the biggest burned area of the late dry season in 2006 (Figure 4.5 - located in the centre-east of the CASE), with a total of 12,075 ha in the BA reference, which was completely omitted by the MCD45A1 v051, and had approximately 13% and 77% of detection estimated by the v051 and v006 versions of the MCD64A1; (ii) the biggest late dry season fire of 2010 (Figure 4.6 - at the southern end of the savanna enclave), with a total of 28,896 ha, of which only 5% was detected in the MCD45 A1 (recorded as middle dry season BAs), while it was totally omitted by the MCD64A1 v051, and MCD64A1 v006 detected 84% of the total burned.

Moreover, the latest generation of MODIS BA products better capture the spatial contiguity of fires. The comparison of the maps of 2005, 2008 and 2010 shows that, while the MCD45A1 and MCD64A1 v051 (mainly the former) identify predominantly discontinuous patches of burned areas, they fail to capture adjacent fires, whereas the product MCD64A1 v006 reproduces them in a more reliable way.

4.3.2. Accuracy assessment of each BA product

The general data distribution (Figure 4.7) shows the influence of the proportion of the grid cell affected by fire in the burned area detection/non-detection of the three BA products. The distribution of all burned observations (Figure 4.7_a) shows a median of 91.11%, revealing the highest concentration of grid cells almost entirely affected by fire in relation to BA reference.

Two aspects can be highlighted in Figure 4.7_b: (i) the concentration of grid cells detected as burned in the three BA products is negligible when less than 50% of its total was affected by fire in the BA reference; at the same time, a more significant concentration is detected when grid cells are affected in ratios above 90% in BA reference (median values greater than 98.75% in the three BA products); (ii) the comparison of the undetected ratios of the three BA products indicates a progressively lower concentration of the undetected totals at the top of the bean distributions, comparing the products MCD45A1 v051, MCD64A1 v051 and MCD64A1 v006, respectively. This is demonstrated by the progressive decrease in the median value of undetected distributions (86.33%, 73.77% and 48.43%).

In more precise terms, the calculation of the Ce, Oe and DC values in four classes of proportion of grid cell affected by fire in the BA reference (Table 4.3) identifies the preponderance of this variable in the burned area detection performance of the three BA products. Gradual decreases in Ce and Oe values and also progressive increases in DC values are observed in the performance of the three BA products according to major classes of grid cell proportion affected by fire in the BA reference.

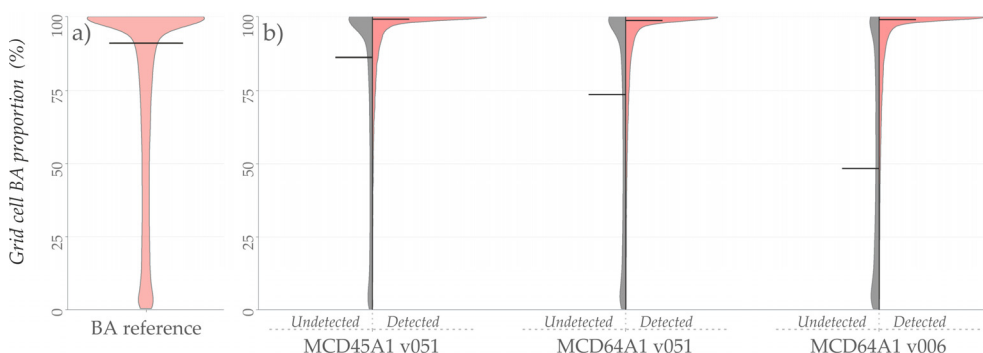


Figure 4.7. Data distribution of the proportion of MODIS grid cells affected by fire in the BA reference ($n = 64,911$), considering the whole time series (2001-2016): a) general distribution in the BA reference; b) distribution of undetected/detected BA grid cells in each product. Beans are linked to data densities and black horizontal bars indicates the median values of each group.

Table 4.3. Accuracy assessment (Ce, Oe and DC) of each BA product of MODIS, grouping by classes of proportion of grid cell affected by fire in the BA reference.

Grid cell BA reference proportion (%)	Number of grid cells	MODIS BA product								
		MCD45A1 v051			MCD64A1 v051			MCD64A1 v006		
		Ce	Oe	DC	Ce	Oe	DC	Ce	Oe	DC
0.01-25.00	9668	0.862	0.987	0.024	0.866	0.925	0.096	0.865	0.900	0.115
25.01-50.00	6237	0.602	0.955	0.081	0.603	0.826	0.242	0.605	0.755	0.302
50.01-75.00	7838	0.347	0.892	0.185	0.354	0.661	0.445	0.354	0.526	0.546
75.01-100	41168	0.036	0.770	0.371	0.038	0.456	0.695	0.037	0.211	0.867

At the same time, the best performance of the MCD64A1 v006 against the other products is quantified for each class. Except for the Ce values, which are very similar or sometimes even slightly higher in the MCD64A1 series, a significant reduction of Oe values is observed, especially in the two classes with the highest grid cell burned rate (> 50%), resulting in higher DC values. A representative comparison is the Oe values in the higher class of burned grid cell ratios (> 75%), which presented values of 0.770 in the product MCD45A1 v051 and 0.211 in the version MCD64A1 v006, together with DC values of 0.371 and 0.867, respectively. Also noteworthy were the high Ce and Oe values recorded by the three products in classes of less than 50% grid cell burned rate (ranging from 0.602 to 0.987). In this respect, it is important to consider that, as shown in Figure 4.7, the detections of all products are concentrated mainly on grid cells in which at least 75% was observed as burned in BA reference. The best accuracy of the MCD64A1 v006 is also generally appreciated in the annual grouping of the burned areas (Figure 4.8).

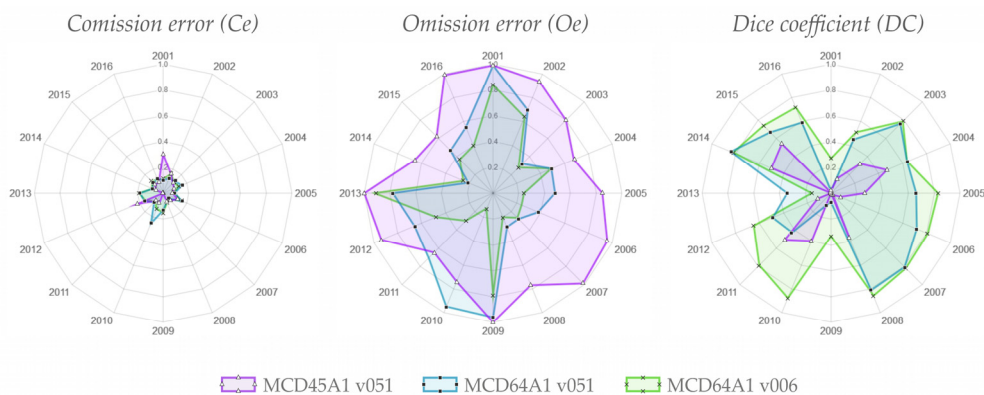


Figure 4.8. Yearly assessment of Ce, Oe and DC values (ranging from 0 in the centre to 1 in the borders) for each MODIS BA products.

The annual comparison of the MCD45A1 v051 and MCD64A1 v006 showed that the latter always returned lower Oe values and higher DC values. However, it should be noted that in the years with very low burned area subtotals, such as 2001, 2009 and 2013 (see subsection 4.3.1), the performance of the MCD64A1 v006 was also linked to relatively high Oe and low DC values.

Regarding Ce values, the general levels are relatively low, with MCD45A1 v051 exceeding 0.2 in only two years (2001 and 2012) and MCD64A1 v051 only once (2010). In the remaining years of the time series, the Ce values returned by the MCD45A1 v051 are very similar or slightly lower than those returned by the other products. However, these lower Ce values are generally associated with higher Oe rates in these years, resulting in lower DC coefficients.

In the comparison of the two versions of the MCD64A1 product, the Ce and DC values of v006 were better in 13 of the 16 analysed years, but the magnitude of the differences is much lower than that observed in the comparison with the MCD45A1. The years 2010 and 2011 are marked by an exceptionally low detection performance by the MCD64A1 v051, which returned lower Oe, Ce and DC values than those presented by the MCD45A1.

The grouping of the grid cells according to fire seasons assists in the analysis of intra-annual detection by each product, and can be assessed by the variations in Ce and Oe values together with the Pareto boundaries of each fire season (Figure 4.9_a).

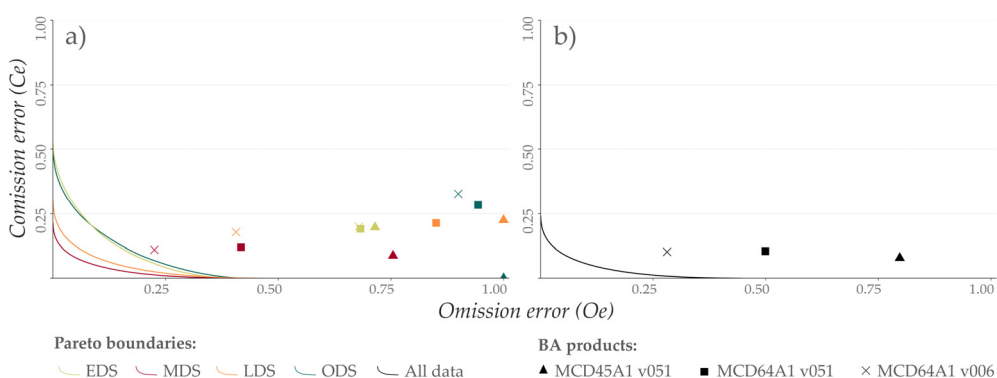


Figure 4.9. Comparison of the performance of the BA products in the CASE fire detection, integrating all grid cells affected by fire from 2001-2016: grouping in fire seasons (a) and general (b). The points show the commission and omission values of each BA product, while the lines show the Pareto boundaries.

The difference between the Pareto boundaries shows that detecting the burned areas in the EDS and ODS seasons was more complex in comparison with the MDS and LDS periods, mainly linked to potentially higher Ce values. It is noticeable in the shapes of the Pareto boundaries, which depart from a wide range of Ce values (associated with the lower t thresholds), reaching more similar Ce levels only in the definition of very high t thresholds. While the Pareto boundary of the MDS fire season drops to relatively low Ce/Oe values (0.09/0.04) at its midpoint, EDS has potentially higher Ce/Oe errors (0.17/0.10).

In this context, the Ce/Oe values obtained by each BA product in the MDS and LDS seasons highlight the clear reduction in omissions achieved by MCD64A1 v006 compared to previous versions of BA products, associated with slight variations in terms of Ce values. The MDS season data show values of Oe of 0.755 for the MCD45A1 v051 and 0.225 for the MCD64A1 v006. It is also important to note the significant decrease of Oe values of the LDS season in the comparison of the two MCD64A1 products (0.850 in the v051 and 0.407 in the v006).

The detection of burned areas in the EDS and ODS fire seasons does not show clear improvements in Ce/Oe values. In the EDS season, the three products presented very similar Ce values (close to 0.2), while the differences in terms of Oe decrease fall between the values observed by the two MCD64A1 products and the MCD45A1 v051 (ranging from 0.683 to 0.715). The burned areas of the ODS period are completely omitted by the MCD45A1 v051 for the whole time series, whereas in the MCD64A1 v051 and v006 these values of Oe decrease slightly (0.944 and 0.899, respectively). However, these slight decreases in Oe values are accompanied by increases in Ce (0.284 in v051 and 0.323 in v006), contrasting with the absence of Ce of the MCD45A1. The detailed values of Ce, Oe and DC obtained in the groupings by season and by year and season can be observed in Appendix 4A.

It is worth remembering, as noted in 'subsection 4.3.1', that the annual subtotals of burned areas are strongly linked to MDS and LDS fires, making the detection of improvements obtained in these seasons very noticeable in general detection performance of the last generation of BA product of MODIS. This is verified in the Pareto boundary obtained from including all the burned grid cells of the time series (Figure 4.9_b), which resembles those observed in the MDS and LDS seasons. The general values of Ce/Oe denote a clear decrease in Oe values, varying from 0.797 and 0.499 in the MCD45A1 v051 and MCD64A1 v051 products, to 0.280 in the MCD64A1 v006. Led by this decrease, Ce values remained low in all three

products, all less than 0.104. These Ce/Oe values resulted in a clear rise in the DC coefficient values of 0.333, 0.643 and 0.799 for the last three generations of MODIS BA products, respectively.

4.4. Discussion

The results evidence that the new versions of the MODIS burned area detection algorithms, and especially the MCD64A1 v006, have better spatial and temporal precision for capturing fire-affected areas over tropical savanna environments. The differences with previous versions are explained by improved detection algorithms and by optimization of the inputs used by each BA product in the detection process.

Burned areas over savanna environments are characterized by medium and low fire severities, and are generally accompanied by a rapid post-fire response of the herbaceous stratum of vegetation (Smit et al., 2010), which increases the complexity of automatic detection by only evaluating time series with surface reflectance. One of the main differences between the two versions of the MCD64A1 have compared with the MCD45A1 is the use of active fire data (MOD14 and MYD14 of MODIS) as auxiliary information to the multitemporal analysis of the surface reflectance for detecting burned areas. Moreover, the MCD45A1 v051 and MCD64A1 v051 versions make use of data from the MODIS Collection 5, while the new product is generated using Collection 6 for surface reflectance and active fire data input (Giglio et al., 2016b; Toller et al., 2013). The use of the new MODIS collection implies to have an optimized information as input for the detection of the fire-affected areas, which directly influences the best results obtained by MCD64A1 v006 compared to the other MODIS BA products.

Previous studies comparing the MCD45A1 v051 and MCD64A1 v051 have already indicated the best results obtained by the latter in areas with similar characteristics (Libonati et al., 2015; Tsela et al., 2014), obtaining differences in magnitudes similar to those observed in this study. As an improvement on the current literature, it was possible to quantify for the first time the great advances obtained by the MCD64A1 v006 over the two previous versions on a long-term BA reference of fine spatial resolution, by quantifying the progression of the MODIS BA series for the type of landscape studied.

The evaluation of BA products in terms of fire-affected grid cell ratio in BA reference shows similar calibrations from all three products. Detections of burned areas predominantly occur when ratios greater than about half of the grid cell are affected by fire. It should be noted that these are the thresholds considered appropriate for medium/low spatial resolution algorithms (Eva and Lambin, 1998; Giglio et al., 2009; Sá et al., 2007), since using a lower threshold would lead to an increase in potential commission errors by the BA product.

Regarding detection by the MCD64A1 v006 in terms of fire season, the higher performance observed in the MDS and LDS seasons in relation to the EDS and ODS seasons was highlighted. In this respect, it is important to distinguish that fire occurring during or at the beginning of the dry season are generally cooler and less intense, while those in the accumulated and dry fuel loads (MDS and LDS periods) burn more intensely and, in general, spread more widely (Andersen et al., 2005; Laris, 2005). Due to this, the burned areas of the EDS and ODS periods are characterized by lower spread levels and generally smaller sizes (Alves and Pérez-Cabello, 2017), making detection difficult by the MODIS BA pixel structure, as demonstrated by the differences in Pareto boundaries (Figure 4.9).

Complementary to the influence of burning intensity, the lower performance of detections during the EDS period, especially during the rainy season (ODS), is associated with the limited continuity of cloudy-free cells on MODIS surface reflectance data during these seasons in the region. This discontinuity hinders the automatic detection of fire scars via algorithms, thus increasing the likelihood of omitting fires due to the remarkable influence of humid air masses and evapotranspiration of the rain forests in the Amazon region. It is observed in the core areas of Cerrado biome (Sano et al., 2007), and is even stronger in the south of the Brazilian Amazon (Asner, 2001) where many savanna enclaves such as CASE are located. This is due to the greater influence of the humid air masses and the greater effect of the evapotranspiration of the rain forests that operate in the Amazon region. As a result, the core areas of the Cerrado biome are likely to attain greater temporal continuity of spectral information taking advantage in detecting burned areas over savanna enclaves of Amazon. On the other hand, it is worth mentioning that fire activity tended to grow exponentially as rainfall decreases during the dry season (Aragão et al., 2008), which happens to be the period of greater availability of cloud-free satellite data. This promotes the role of fire events occurring during the dry season within the annual strata of burned areas in all tropical savanna environments.

In this sense, the yearly subtotals of burned areas in the CASE are closely associated with events in the MDS and LDS periods (predominantly in the former), so that improvements in detection achieved in these seasons result in a clear overall improvement in the detection performance of the MCD64A1 V006 in relation previous versions of BA products. With the inclusion of all grid cells in the burned series, the last generation of MODIS BA returned omission values of 0.280, compared to the 0.797 verified by the MCD45A1 v051.

In general terms, the pattern of CASE fires is representative of burnings occurring in other Amazon savanna enclaves, such as those belonging to the Mapinguari National Park or in the vicinity of the Serra da Cutia National Park. They occur predominantly in the dry season, essentially over native vegetation, mostly affecting open vegetation formations which favour fire spread. Concerning ignitions, lightning is a relevant causal factor, and is often not considered as such (Ramos-Neto and Pivello, 2000); the influence of anthropogenic ignitions is better associated with the existence of a road or similar access spot, as well as the use of fire by local communities in agro-pastoral activities or in animal attraction for hunting.

Many areas of savanna enclave in the Amazon are integrated as conservation areas by the National System of Conservation Units (SNUC) of the Brazilian government, restricting the advance of agro-pastoral activities, and consequently preventing human-related ignitions (Alves and Pérez-Cabello, 2017). On the other hand, the core areas of the Brazilian Cerrado have been intensely transformed over the last three decades. Roughly, it is estimated that the advance of agricultural boundaries was associated with a loss of about 46% of its native coverage (88 million ha) (Strassburg et al., 2017). This implies a severe alteration of the fire regime in the region, significantly increasing the number of anthropogenic ignitions and altering the composition of the vegetation by the introduction of species, mainly those species used as prairies. This high anthropogenic influence on fire regimes can be observed even in conservation areas in the Cerrado core areas, such as the Serra da Canastra National Park (Lemes et al., 2014), the Chapada dos Veadeiros National Park (Fiedler et al., 2006) and in the Emas National Park (França et al., 2007). In this sense, the large extensions of areas with predominance of native species in the savanna enclaves of the Amazon make them very important to understand the relationships between fire, vegetation and fauna in this type of landscape.

Due to this greater intensity of anthropogenic activities, core areas of Cerrado are also generally more susceptible to a greater recurrence of small-size fire

occurrences, associated with burning for agro-pastoral activities, in comparison with the savanna enclaves of the Amazon. Thus, if on the one hand the detection of fires by BA products in areas of savanna enclaves is hampered by the lack of continuity of satellite data during certain fire seasons, as previously described, on the other hand the incidence of small-size fires with higher frequency over the core areas of Cerrado increases the probability of omission of certain fire occurrences in these areas.

In terms of methodological advances, the new insights associated with the individualization and definition of the fire seasons are highlighted, which at the same time, enabled an evaluation of the different BA products and validation of the spatial and temporal evolution of detecting burned areas. It is worth considering that certain processes can be optimized when using only one of the MCD64A1 products, since they provide a burn date uncertainty dataset. This information can be used as a criterion in the identification of possible duplicate fires of the time series, and also assists in deciding whether or not to dissolve polygons located in the same clump. A criterion that can be used for this is an intersection between the values of border pixels with added or reduced uncertainty data.

4.5. Conclusion

This study explored the differences in performance of detection of burned areas presented by the last three generations of BA products in the MODIS series, by assessing the accuracy of each within the framework of regional mapping of burned areas over neotropical savanna areas. The applied methodology was able to evaluate the patterns of commission and omission errors related to the incidence of fire in the type of landscape studied, generating new insights into the annual/seasonal performance in detecting burned areas by the products analysed.

The results validate the higher performance of the MCD64A1 v006 in comparison with its previous versions, presenting a clear improvement in terms of reduction of omission errors, and maintaining the low levels of commission errors already achieved by the previous BA products. In relation to detection of fire seasons, the improvements obtained with MCD64A1 v006 in the MDS and LDS seasons were highlighted, which directly influenced the best overall results, since these seasons are representative in terms of annual subtotals of burned areas. However, the events in the EDS and ODS periods present high levels of omission in all analysed products. Nevertheless, the improvements observed by the

MCD64A1 v006 confirm it as a useful instrument for the regional mapping of burned areas over tropical savanna environments.

Future lines of research will seek to explore the potential of the MCD64A1 v006 to recognize patterns of the recurrence of fire incidence in the transition areas between the Brazilian Cerrado and Amazon biomes, coupled with the use of other MODIS Collection 6 products, such as MOD13Q1 and MCD15A2H, in order to monitor the post-fire regeneration process of these environments. Our recent research lines are exploring the fusion of Landsat and MODIS surface reflectance data to retrieve multispectral information from fire-affected areas over tropical savanna environments. One of the targets of the use of fused images is to be able to complement the current BA reference with fire severity information, which will allow future analysis of the relationships between fire severity and the detection or non-detection of burned areas by the products of medium-low spatial resolution.

Acknowledgments

We thank the CAPES Foundation (Brazil) for the grant (process number 9540-13-0) given to the first author.

Appendix 4A

Detailed values of Ce, Oe and DC obtained in the groupings by season and by year and season.

Table 4A1. Accuracy assessment of each BA product of MODIS. Ce, Oe and DC are grouped by fire season (EDS – Early dry season; MDS – Middle dry season; LDS – Late dry season; ODS – Out-of-dry season) and for the whole time series.

Groups		MODIS BA product								
		MCD45A1 v051			MCD64A1 v051			MCD64A1 v006		
		Ce	Oe	DC	Ce	Oe	DC	Ce	Oe	DC
Season	EDS	0.197	0.715	0.425	0.191	0.683	0.458	0.199	0.679	0.462
	MDS	0.087	0.755	0.388	0.120	0.417	0.706	0.109	0.225	0.833
	LDS	0.225	1.000	0.000	0.214	0.850	0.255	0.179	0.407	0.707
	ODS	0.000	1.000	0.000	0.284	0.944	0.105	0.329	0.899	0.177
General	-	0.079	0.797	0.333	0.104	0.499	0.643	0.102	0.280	0.799

Table 4A2. Accuracy assessment of each BA product of MODIS. Ce, Oe and DC are presented for each season (EDS – Early dry season; MDS – Middle dry season; LDS – Late dry season; ODS – Out-of-dry season) and year from 2001-2016.

Year	BA product	Season												General		
		EDS			MDS			LDS			ODS			Ce	Oe	DC
		Ce	Oe	DC	Ce	Oe	DC	Ce	Oe	DC	Ce	Oe	DC			
2001	45x051	0.00	1.00	0.00	0.30	0.98	0.04	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.30	0.99	0.02
	64x051	0.00	1.00	0.00	0.10	0.97	0.05	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.10	0.99	0.02
	64x006	0.00	1.00	0.00	0.08	0.80	0.33	0.08	0.91	0.17	0.21	0.80	0.32	0.11	0.84	0.27
2002	45x051	0.19	0.81	0.31	0.08	0.94	0.11	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.16	0.94	0.12
	64x051	0.15	0.75	0.38	0.16	0.76	0.37	0.13	0.61	0.54	0.00	1.00	0.00	0.12	0.70	0.45
	64x006	0.21	0.76	0.36	0.18	0.75	0.38	0.19	0.51	0.63	1.00	1.00	0.00	0.16	0.64	0.51
2003	45x051	0.20	0.42	0.68	0.08	0.85	0.26	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.11	0.80	0.32
	64x051	0.20	0.40	0.70	0.12	0.24	0.81	0.17	0.68	0.47	0.00	1.00	0.00	0.13	0.32	0.76
	64x006	0.19	0.41	0.69	0.13	0.19	0.85	0.28	0.68	0.47	0.00	1.00	0.00	0.12	0.28	0.79
2004	45x051	0.04	0.99	0.02	0.13	0.52	0.63	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.09	0.68	0.47
	64x051	0.13	0.96	0.08	0.16	0.35	0.74	0.23	0.47	0.63	0.00	1.00	0.00	0.16	0.49	0.64
	64x006	0.15	0.89	0.20	0.14	0.37	0.74	0.25	0.54	0.58	0.00	1.00	0.00	0.13	0.49	0.64
2005	45x051	0.00	1.00	0.00	0.09	0.82	0.30	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.07	0.85	0.26
	64x051	0.22	0.93	0.13	0.14	0.45	0.69	0.34	0.79	0.34	0.00	1.00	0.00	0.09	0.48	0.66
	64x006	0.28	0.91	0.15	0.09	0.24	0.83	0.27	0.26	0.81	1.00	1.00	0.00	0.09	0.24	0.83
2006	45x051	0.27	0.93	0.12	0.11	0.94	0.10	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.12	0.96	0.08
	64x051	0.22	0.92	0.15	0.22	0.20	0.81	0.24	0.86	0.24	0.00	1.00	0.00	0.16	0.38	0.72
	64x006	0.24	0.88	0.21	0.22	0.21	0.81	0.13	0.39	0.73	0.00	1.00	0.00	0.15	0.24	0.81
2007	45x051	0.13	0.83	0.28	0.04	0.99	0.01	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.08	0.99	0.02
	64x051	0.07	0.99	0.03	0.06	0.21	0.86	1.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.06	0.28	0.81
	64x006	0.51	0.97	0.05	0.07	0.21	0.86	0.58	0.75	0.37	0.00	1.00	0.00	0.07	0.27	0.82
2008	45x051	0.00	1.00	0.00	0.07	0.77	0.37	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.07	0.77	0.37
	64x051	0.00	1.00	0.00	0.08	0.27	0.82	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.07	0.28	0.81
	64x006	0.00	1.00	0.00	0.08	0.18	0.87	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.08	0.20	0.86
2009	45x051	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00
	64x051	0.00	1.00	0.00	0.08	0.95	0.09	0.23	0.97	0.05	0.00	1.00	0.00	0.13	0.96	0.07
	64x006	0.00	1.00	0.00	0.15	0.60	0.55	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.15	0.79	0.33
2010	45x051	0.00	1.00	0.00	0.11	0.65	0.50	0.23	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.08	0.74	0.40
	64x051	0.00	1.00	0.00	0.25	0.93	0.13	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.25	0.95	0.10
	64x006	0.00	1.00	0.00	0.12	0.09	0.90	0.18	0.21	0.81	0.00	1.00	0.00	0.13	0.13	0.88
2011	45x051	0.00	1.00	0.00	0.08	0.52	0.63	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.08	0.65	0.51
	64x051	0.00	1.00	0.00	0.11	0.61	0.55	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.10	0.71	0.43
	64x006	0.00	1.00	0.00	0.10	0.22	0.84	0.07	0.45	0.69	0.00	1.00	0.00	0.09	0.30	0.79
2012	45x051	0.00	1.00	0.00	0.22	0.59	0.54	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.22	0.94	0.11
	64x051	0.00	1.00	0.00	0.40	0.80	0.32	0.13	0.62	0.53	0.00	1.00	0.00	0.16	0.66	0.49
	64x006	0.00	1.00	0.00	0.31	0.63	0.50	0.13	0.43	0.69	0.00	1.00	0.00	0.15	0.48	0.65
2013	45x051	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00
	64x051	0.00	1.00	0.00	0.18	0.72	0.41	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.18	0.78	0.34
	64x006	0.00	1.00	0.00	0.19	0.89	0.19	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.19	0.92	0.15
2014	45x051	0.00	0.98	0.03	0.07	0.65	0.51	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.06	0.66	0.50
	64x051	0.22	0.67	0.46	0.10	0.19	0.86	0.05	0.92	0.14	0.00	1.00	0.00	0.09	0.21	0.84
	64x006	0.25	0.72	0.41	0.09	0.23	0.83	0.04	0.82	0.30	0.00	1.00	0.00	0.09	0.25	0.82
2015	45x051	0.00	1.00	0.00	0.09	0.45	0.68	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.09	0.62	0.54
	64x051	0.00	1.00	0.00	0.09	0.33	0.78	0.01	0.95	0.10	0.28	0.72	0.40	0.11	0.47	0.67
	64x006	0.00	1.00	0.00	0.10	0.25	0.82	0.00	0.70	0.46	0.29	0.61	0.51	0.13	0.37	0.74
2016	45x051	0.06	0.99	0.02	0.09	0.99	0.01	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.09	0.99	0.01
	64x051	0.00	1.00	0.00	0.12	0.52	0.62	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.12	0.55	0.59
	64x006	0.00	1.00	0.00	0.12	0.35	0.75	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.11	0.40	0.72

CAPÍTULO 5

Fusionado de imágenes Landsat y MODIS en la generación de información multispectral de áreas afectadas por el fuego en ambientes de sabana tropical

Publicado como:

- Alves, D.B., Montorio Llovería, R., Pérez-Cabello, F., Vlassova, L., 2018. Fusing Landsat and MODIS data to retrieve multispectral information from fire-affected areas over tropical savannah environments in the Brazilian Amazon. *International Journal of Remote Sensing* 39, 1–23. doi:10.1080/01431161.2018.1479790.

Fusing Landsat and MODIS data to retrieve multispectral information from fire-affected areas over tropical savanna environments in the Brazilian Amazon

Abstract

In this study, the combination of surface reflectance products from Terra-MODIS and Landsat ETM+ sensors are explored through the Flexible Spatiotemporal DATA Fusion (FSDAF) algorithm within the framework of forest fire studies over tropical savanna environments. Thus, 60 fusion derived images were generated from four spectral bands (Red, Near Infrared - NIR, Shortwave Infrared - SWIR₁ and SWIR₂) and six spectral indices - Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), Normalized Difference Moisture Index (NDMI), Global Environment Monitoring Index (GEMI), Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI), Normalized Burn Ratio (NBR) and Differenced Normalized Burn Ratio (dNBR) - over two selected study sites. For all fusion processes performed, the actual Landsat images for the corresponding dates are available, which supports validation of the blended images. Additionally, integration of blended spectral indices in the immediate post-fire evaluation and the generation of fire severity were analysed. The blended bands presented correlation and Structure Similarity Index Measure (SSIM) values that were consistently higher than 0.819 and Root Mean Square Error (RMSE) values of less than 0.027, which confirms good accuracy levels obtained from the model. Similar correlation and SSIM accuracy levels were observed in the blended indices assessment for both study sites, which enables its values to be well-integrated for an analysis of the immediately post-fire date. However, the fire severity mapping from fused images needs to be carefully implemented, since the dNBR index is generally less accurate than other blended indices. FSDAF fusion proved to be a useful alternative to retrieving multispectral information from savanna environments affected by fires.

Keywords: burned area, FSDAF, Landsat, MODIS, tropical savanna, Brazilian Amazon.

5.1. Introduction

In the study of forest fires, Landsat images have proven to be a relevant source that can be used to delimit burned areas (Bastarrika et al., 2014; Koutsias and Karteris, 2000), to evaluate their impacts (Escuin et al., 2008; Wimberly and Reilly, 2007) and monitor and assess post-fire dynamics (Bartels et al., 2016; Röder et al., 2008; White et al., 2017). With a fine spatial resolution (30 m), spectral bands in the visible, Near Infrared (NIR) and Shortwave Infrared (SWIR) regions, as well as a 16-day revisit cycle (8-day overlapping periods of sensor operations), Landsat series (Thematic Mapper – TM; Enhanced Thematic Mapper – ETM+; and Operational Land Imager – OLI) has offered useful information in the analysis of fire-affected areas over the last 34 years (1984-present). However, the low revisit interval combined with possible adverse weather conditions, such as a high amount of cloud coverage, can constrain the potential to perform sensor analyses, which restricts the acquisition of spectral information from key moments, such as an immediate post-fire image or making it difficult to obtain a continuous time series.

Globally, tropical savannas are the most fire-prone environments and the largest source of biomass burning atmospheric emissions (Pereira, 2003). Although in these areas fire is considered to be a relevant natural element in the dynamics of ecological processes (Pivello, 2011), anthropic alterations of natural fire regimes have resulted in significant impacts on vegetation (Hoffmann and Moreira, 2002), soils (Certini, 2005) and the atmosphere (Bowman et al., 2009), which is mainly related to the increase in fire recurrences, as well as the introduction of ignitions during critical periods that favour fire propagation (Pausas and Keeley, 2009). Thus, monitoring and assessing the impacts of fire are very important actions in the territorial management of these landscapes.

In these environments, acquiring immediate post-fire information is a key factor, since the post-fire regeneration process is quick and dynamic (Bowman et al., 2003). This lack of information results in difficulty understanding the real impacts of fires, because the use of images with a greater lag time since the fire occurrence have severity estimations that are obscured by rapid responses during the regeneration process (Veraverbeke et al., 2010). The analysis of post-fire vegetation regeneration using large remote sensing series is also affected when continuous information is not available. Unfortunately, many global savanna areas, such as in the transition areas between the Cerrado (Brazilian Savanna) and the Amazon biome, are subject to many problems associated with the lack of

available fine spatial resolution information due to the great influence of atmospheric disturbances (Asner, 2001; Sano et al., 2007).

To overcome these limitations, many studies have taken advantage of the daily availability of Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) products, employing data fusion methods to combine these higher temporal resolution images with fine spatial resolution Landsat images. The more exhaustive revisit cycle of the MODIS sensors (aboard the Terra and Aqua satellites) allows for an increase in the availability of surface reflectance images, which are free of atmospheric disturbances and available from the year 2000 to present.

Among the existing spatiotemporal data fusion algorithms used to combine coarse and fine spatial resolution images, the Spatial and Temporal Adaptive Reflectance Fusion Model (STARFM) (Gao et al., 2006) is one of the best known and commonly used methods. The algorithm employs a spatial-temporal weighting function that relates a pair of Landsat-MODIS images acquired in t_1 with a MODIS image acquired in t_2 to predict the surface reflectance bands in t_2 with the spatial resolution of Landsat (Gao et al., 2006). Using STARFM principles, other fusion models have been developed. The Spatial Temporal Adaptive Algorithm for mapping Reflectance Change (STAARCH) (Hilker et al., 2009) was designed to better capture the changes occurring between predictive and blended images, and incorporating the optimal pixel selection of fine spatial resolution into the fusion process. Another detachable algorithm is the Enhanced Spatial and Temporal Adaptive Reflectance Fusion Model (ESTARFM) (Zhu et al., 2010), and the most significant improvement over the original model is the application of a conversion coefficient to enhance the prediction accuracy for heterogeneous landscapes. Although ESTARFM and STAARCH show improvements over the STARFM algorithm, both models require at least two pairs of reference images to perform the fusion process (in addition to the coarse spatial resolution image from the blended date). This may still be a problem for regions with low image availability, such as the tropical savanna environments of the Brazilian Amazon.

More recently, another detachable fusion algorithm has been presented to the scientific community, which is known as the Flexible Spatiotemporal DATA Fusion (FSDAF) method (Zhu et al., 2016). Like STARFM, this algorithm can operate from a single predictor pair accompanied by a coarse image from the target date. FSDAF is designed to address abrupt and progressive land cover change situations more accurately than preceding models by integrating ideas from unmixing-based fusion

methods, spatial interpolation, and STARFM. In an accuracy comparison between STARFM and FSDAF during two study cases (heterogeneous agricultural area and a flooded area), the latter showed more effective results (Zhu et al., 2016).

FSDAF model applications linked to the study of forest fires and spectral index generation from bands derived from this algorithm are not yet available in the literature. Regarding the generation of spectral indices derived from fusion processes, studies using the STARFM and ESTARFM models revealed that better results can be obtained from the direct fusion of vegetation indices (Index-then-Blend approach, IB) compared to generating each spectral band and subsequently generating indices (Blend-then-Index approach, BI) (Jarihani et al., 2014; Tian et al., 2013).

In this study, the combination of surface reflectance products from Terra-MODIS and Landsat ETM+ sensors are explored through the FSDAF algorithm within the framework of forest fire analyses in tropical savanna environments. Can multispectral information from immediately fire-affected areas be retrieved using the FSDAF fusion method? Which is the best approach to retrieve multispectral indices of savanna fire-affected areas using FSDAF: blend-then-index or index-then-blend? Are reliable fire severity estimations derived from a blended image, when no immediate post-fire Landsat image is available? These are the questions that will be addressed in this study.

5.2. Materials and methods

5.2.1. Study sites

The selected study sites include two very large fire-affected areas (Figure 5.1) over tropical savanna environments. Both cases are continuously predominant areas of savanna phyto-physiognomies in a region dominated by rainforest vegetation in the Amazon biome (Figure 5.1_a), which are known as savanna enclave areas (Ratter et al., 1997). In other words, these areas correspond to areas of relict vegetation isolated from the Cerrado biome core, where the current vegetation pattern reflects the dynamics of climatic changes that occurred during the Tertiary and Quaternary periods, in addition to modern environmental factors (Carneiro Filho, 1993). It is possible that speciation processes are in progress in these enclave areas, which makes its protection extremely important for the conservation of genetic biodiversity (ICMBio, 2016).

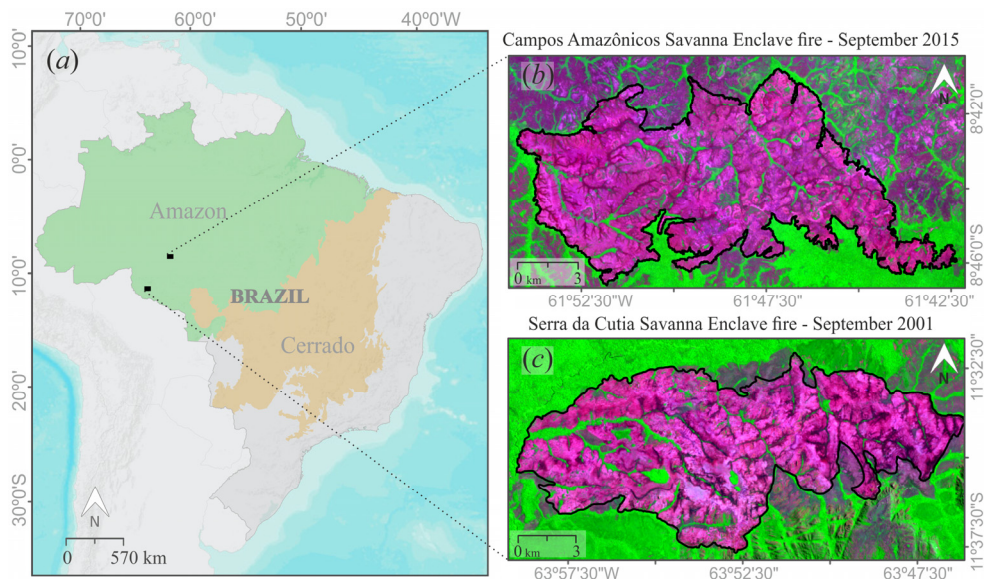


Figure 5.1. Map of the study sites: (a) selected savanna enclave areas in the middle of Brazilian Amazon biome; (b) fire-affected areas inside CASE (Landsat ETM+ from 19 September 2015, SWIR₂-NIR-Red/R-G-B composition); and (c) burned areas inside SCSE (Landsat ETM+ from 19 September 2001). Fire area perimeters are marked in black.

The first study site (Figure 5.1_b) corresponds to a fire-affected area inside the Campos Amazônicos Savanna Enclave (CASE), which has a total of 11,860 ha of area that was burned between the end of August and beginning of September 2015. CASE is located in the state of Amazonas, and more specifically, it is located in areas that are integrated into the National System of Conservation Units (SNUC) of Brazil, Marmelos Indigenous Land and Campos Amazônicos National Park. The second study site (Figure 5.1_c) refers to areas affected by fire during first half of September 2001 on Serra da Cutia Savanna Enclave (SCSE), which has a total of 13,185 ha. This area is also located in areas integrated to the SNUC within the state of Rondônia and more specifically, in the Uru-Eu-Wau-Wau Indigenous Land and eastern delimitation and buffer zone of Serra da Cutia National Park.

The vegetation composition is not restricted to savanna formations, which include variations ranging from grasslands to forests (Oliveira-Filho and Ratter, 2002). This heterogeneity in relation to the spatial distribution of vegetation formations can be observed in detail with the data derived from the Landsat Vegetation Continuous Field tree cover layer (Sexton et al., 2013) (Figure 5.2), which covers dates prior to the occurrence of the fires in this study.

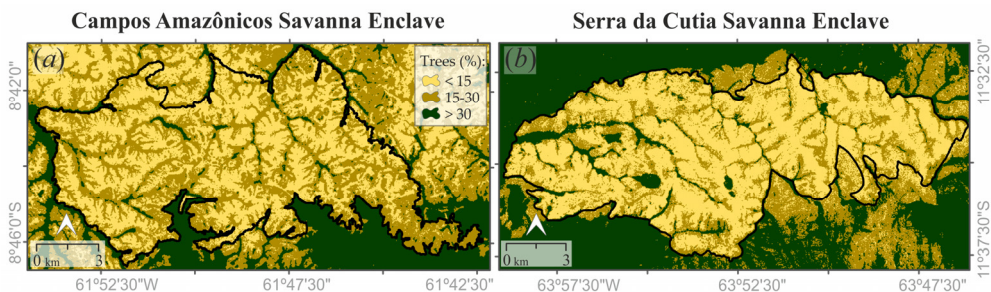


Figure 5.2. Tree cover percentage per pixel in pre-fire conditions (tree cover % in 2015 for CASE fire and tree cover % in 2000 for SCSE fire) derived from Landsat Vegetation Continuous Field tree cover layer product (Sexton et al., 2013), which is divided into three coverage classes: <15%, 15-30% and >30%. Fire area perimeters are marked in black.

Within the fire perimeter boundaries, grassland and savanna formations predominate in the interfluvial areas of the existing high density drainage network, whereas forest formations are mainly located in proximity of the streams. In CASE, it is apparent that the stream surroundings have greater densification of woody vegetation areas in comparison to SCSE. In addition to the inherent characteristics of each area, SCSE was affected by a fire that occurred previously (between August and September 1999) to those described here (September 2001). SCSE has a strong influence on the greater predominance of herbaceous vegetation in contrast to CASE, since the fire effects favour these types of formations, which are more resilient in comparison to the majority of woody species in these areas (Moreira, 2000). In contrast, the last fire in the CASE area, which burned in 2015, had occurred four years earlier (Alves and Pérez-Cabello, 2017).

5.2.2. Methodological procedures

According to the established objectives, this study is divided into four main stages (Figure 5.3). The following sections describe the steps associated with each of these stages.

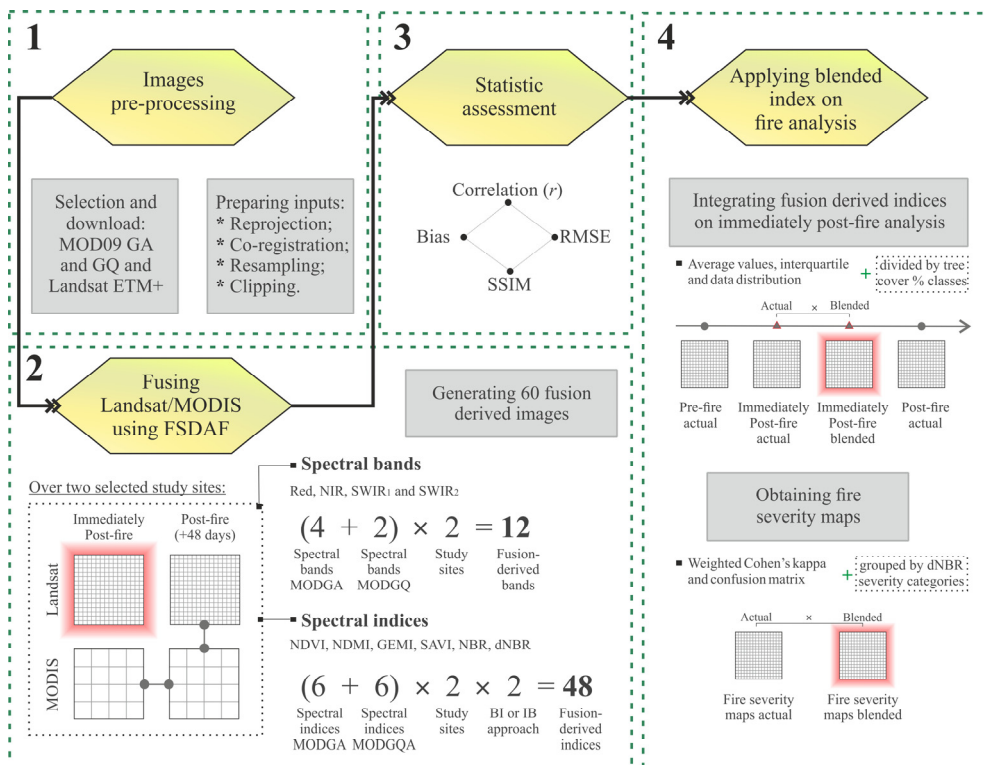


Figure 5.3. Methodology workflow.

5.2.2a. Image pre-processing

Pre-processing started with the selection and download of Landsat and MODIS products. As images of fine spatial resolution were used in Collection 1 Higher-Level Landsat Surface Reflectance product (path/row - 231/66 and 232/68 for CASE and SCSE, respectively), all assigned as Tier 1 (T1) images that contain Level-1 Precision and Terrain (L1TP) data were considered suitable for time series analysis (USGS, 2017c). The coarse spatial resolution images were derived from Collection VI of MODIS Surface Reflectance – MOD09GQ (spatial resolution of 250 m) and MOD09GA (spatial resolution of 500 m) products (horizontal/vertical – 11/09 and 11/10) (Vermote and Wolfe, 2015a, 2015c).

For each of the studied sites, three pairs of images were acquired (Figure 5.4 and Figure 5.5) that were associated with the pre-fire, immediate post-fire and post-fire dates. More specifically, the bands of Red, NIR, SWIR₁ and SWIR₂ of the sensor Landsat ETM+ (bands 3, 4, 5 and 7) and Terra-MODIS (bands 1, 2, 6 and 7) were used, considering their respective spectral correspondence (Table 5.1). The best spatial resolution product of MODIS (GQ) generates spectral information only for the

Red and NIR bands, whereas the GA product generate all spectral bands. The selected bands are the most relevant for vegetation monitoring and are employed in the generation of the multispectral indices most commonly used for the analysis of forest fires (Chuvieco et al., 2002; Pereira, 2003; Trigg and Flasse, 2000).

Table 5.1. Correspondence between ETM+ sensor (Landsat satellite) and MODIS (Terra) spectral bands.

Spectral band	Landsat - ETM+		Terra - MODIS	
	Band number	Bandwidth (μm)	Band number	Bandwidth (μm)
Red	3	0.63 - 0.69	1	0.62–0.67
NIR	4	0.77 - 0.90	2	0.84–0.88
SWIR ₁	5	1.55 - 1.75	6	1.63–1.65
SWIR ₂	7	2.09 - 2.35	7	2.11–2.16

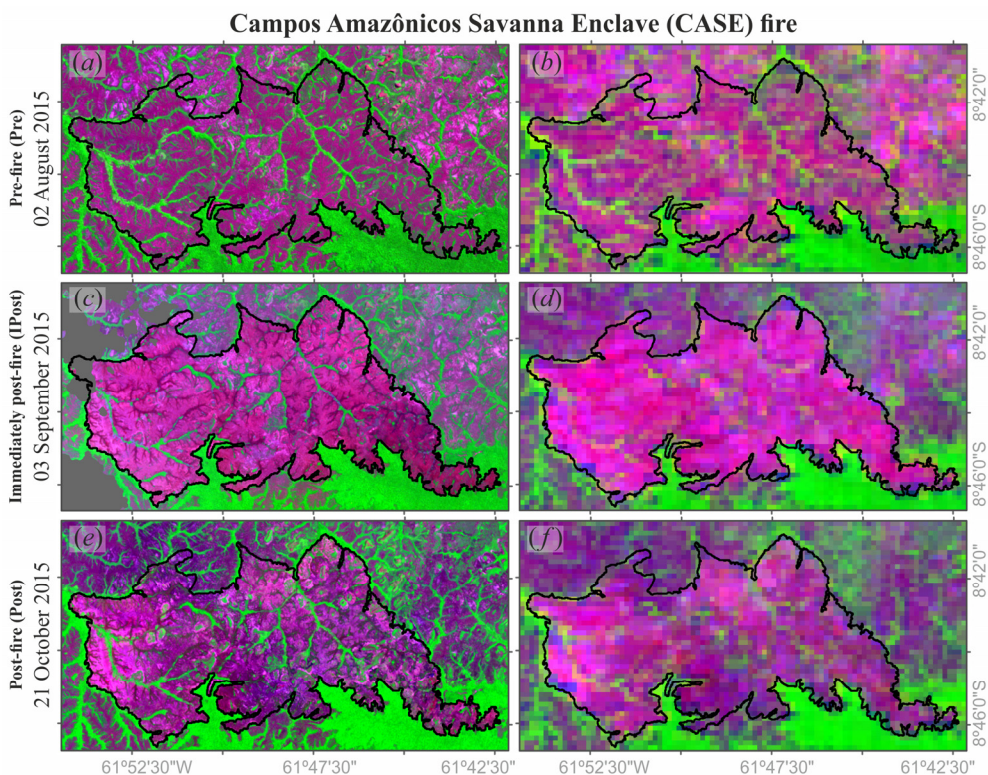


Figure 5.4. Available Landsat (a, c and e) and MODIS (b, d and f) images from CASE fire (SWIR₂-NIR-Red/R-G-B). All Landsat images are derived from ETM+ sensor; Red and NIR bands of MODIS are derived from MODGQ product and SWIR₂ band is derived from MODGA product. Cloudy areas in the (c) image are masked in grey.

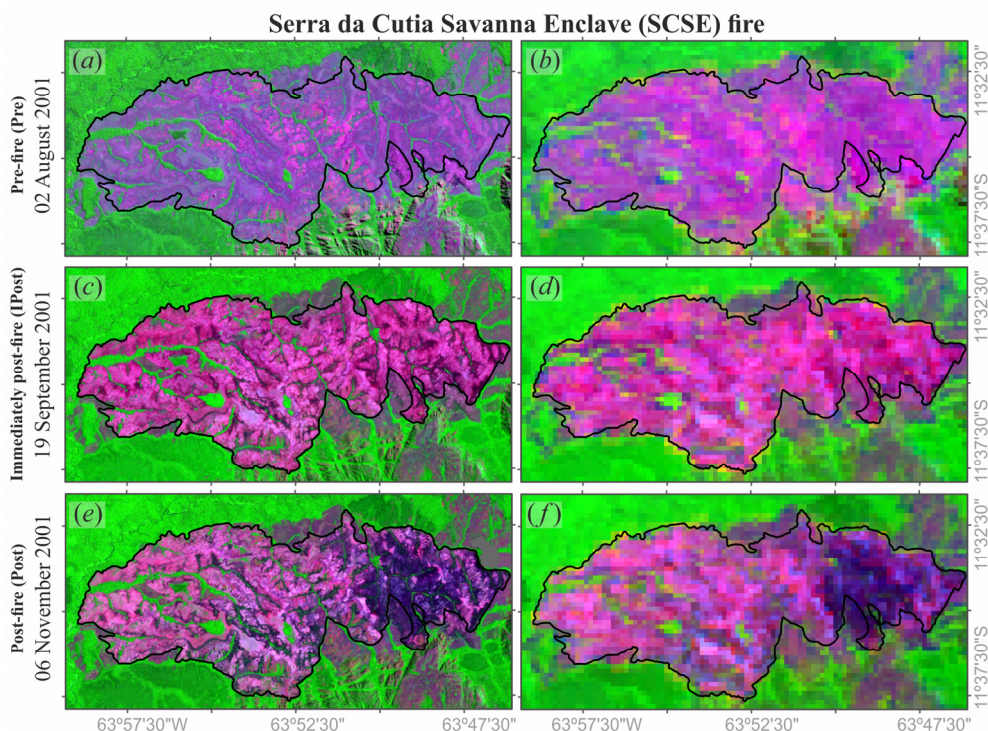


Figure 5.5. Available Landsat (a, c and e) and MODIS (b, d and f) images from SCSE fire (SWIR₂-NIR-Red/R-G-B). All Landsat images are derived from ETM+ sensor; Red and NIR bands of MODIS are derived from MODGQ product and SWIR₂ band is derived from MODGA product. Cloudy areas in the (e) image are masked in grey.

Landsat ETM + and Terra-MODIS images were used because they follow the same orbit, and their equatorial crossing times differ by approximately 30 minutes, which is more suitable for obtaining pairs for prediction (Feng et al., 2013). Furthermore, the use of Landsat TM and OLI images to obtain predictive pairs in the specific selected study sites is not possible because a corresponding image from the same date is not obtained with MODIS sensors due to the location and angle of the sensors.

The quality information of the images was also checked (using quality assurance bands), which verified the influence of clouds, aerosol effects or other disturbances. Cloud masks and cloud shadows were applied to two Landsat images, which were an immediately post-fire image from CASE (Figure 5.4_c) and a post-fire image from SCSE (Figure 5.5_e). In both areas, these clouds occupied a very small amount of each area affected by fire (1.541% of CASE fire and 0.003% of SCSE fire). Gaps derived from SLC-off were filled by applying an order filter that uses neighbouring information of 3×3 pixels (applied twice). These gap-filled areas

represent less than 0.667% of each CASE image used and less than 0.203% of the areas within the fire perimeter; this is because the CASE fire is in the scene centre and nearly the entire area is free from SLC-off influence. In compliance with the application requirements of the FSDAF algorithm, the pairs of images went through additional processing steps (reprojection, co-registration, resampling and clipping).

5.2.2b. Fusing Landsat/MODIS surface reflectance bands and index using FSDAF

Before starting the fusing processes, multispectral indices usually applied in the analysis of forest fires were generated for each image, which had been processed in the previous step (Table 5.2). Based on the indices and on each spectral band, the blended processes were performed using the FSDAF method.

Table 5.2. Spectral indices assessed in this study. For all spectral index equations, ρ represents the reflectance value of the band shown as a subscript.

Index	Reference	Range	Formula
Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)	Rouse et al. (1974); Tucker (1979)	-1, 1	$NDVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{Red}}{\rho_{NIR} + \rho_{Red}}$
Normalized Difference Moisture Index (NDMI)	Wilson and Sader (2002)	-1, 1	$NDMI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{SWIR_1}}{\rho_{NIR} + \rho_{SWIR_1}}$
Global Environment Monitoring Index (GEMI)	Pinty and Verstraete (1992)	0, 1	$GEMI = \eta(1 - 0.25\eta) \frac{\rho_{Red} - 0.125}{1 - \rho_{Red}}$
Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI)	Huete (1988)	-1, 1	$SAVI = (1 + L) \frac{\rho_{NIR} - \rho_{Red}}{\rho_{NIR} + \rho_{Red} + L}$
Normalized Burn Ratio (NBR)	Key and Benson (2006)	-1, 1	$NBR = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{SWIR_2}}{\rho_{NIR} + \rho_{SWIR_2}}$
Differenced Normalized Burn Ratio (dNBR)	Key and Benson (2006)	-0.5, 1.35	$dNBR = NBR_{prefire} - NBR_{postfire}$

In GEMI, $\eta = \frac{2(\rho_{NIR}^2 - \rho_{Red}^2) + 1.5\rho_{NIR} + 0.5\rho_{Red}}{\rho_{NIR} + \rho_{Red} + 0.5}$

In SAVI, $L = 0.5$

This algorithm operates based on a neighbourhood analysis, in which a weighting is established between spectrally similar pixels in the MODIS low resolution image and the Landsat fine resolution image. The FSDAF algorithm relates a pair of Landsat-MODIS images in t_1 (predictor pair) with a MODIS image in t_2 to predict the surface reflectance bands in t_2 (blended image), using the spatial resolution of Landsat. The main model parameters are the window size (a size of 1 to 3 coarse pixels is recommended, or even larger in more heterogeneous areas), the number of similar pixels (equal to or greater than

20 is recommended) and the number of spectral classes for ISODATA classifications (minimum 4 and maximum 6 in the original code) (Zhu et al., 2016). The algorithm is available as open-source code on the author's webpage (<http://xiaolinzhu.weebly.com/open-source-code.html>).

As specified in Figure 5.3, fusion processes were applied to retrieve multispectral information for the immediate post-fire date using information from the other post-fire date (48 days after the immediate post-fire image on both study sites). In total, the results are analysed based on 60 fusion derived images. This total is divided during the fusion processes associated with the generation of 12 multispectral bands and 48 multispectral indices images:

- *Multispectral bands*: 8 images are derived from blended processes using the MODGA product bands, which are the four spectral bands for each of the selected areas, and 4 other images using the two available bands (Red and NIR) of the MODGQ product for each study site;

- *Multispectral indices*: two variations are possible, which include the approach (BI or IB) and the MODIS derived index (indices generated using exclusively GA bands or using GQA bands and indices calculated using Red and NIR bands from GQ, SWIR₁ and SWIR₂ bands from GA). For each study site, 24 fused images were generated (six blended indices using the two approaches and two MODIS derived criteria).

The parameters established for all blended processes were defined from a series of calibration tests performed, and thus, the model based on a window size of 30 was configured, with a processing block size of 14 and 80 similar pixels. The ISODATA classification of each area was processed using five spectral classes.

5.2.2c. Statistic assessment of blended surface reflectance bands and indices

For all fusion processes performed, the actual Landsat image for the corresponding date is available, which supports the validation of the blended images.

The results were analysed by contrasting the spectral and spatial behaviour of the actual Landsat and blended images, more specifically in the Red, NIR, SWIR₁ and SWIR₂ bands and their respective selected multispectral indices. For each study area, a random sampling of 10% of points ($n = 13,040$ and $n = 15,100$ for CASE and SCSE, respectively) was used, which includes only areas inside the fire

perimeters. The accuracy assessment was processed using the Pearson's correlation coefficient (r) (Eq. 5.1)', the Root Mean Square Error (RMSE) (Eq. 5.2), the average difference or Mean bias (Bias) (Eq. 5.3) and the Structure Similarity Index Measure (SSIM) (Eq. 5.4):

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n ((x_i - \mu_x)(y_i - \mu_y))}{\sqrt{\sum_{i=1}^n ((x_i - \mu_x)^2) \sum_{i=1}^n ((y_i - \mu_y)^2)}} , \quad (\text{Eq. 5.1})$$

$$\text{RMSE} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - y_i)^2}{n}} , \quad (\text{Eq. 5.2})$$

$$\text{Bias} = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - y_i)}{n} , \quad (\text{Eq. 5.3})$$

$$\text{SSIM} = \frac{(2\mu_x\mu_y + C_1)(2\sigma_{xy} + C_2)}{(\mu_x^2 + \mu_y^2 + C_1)(\sigma_x^2 + \sigma_y^2 + C_2)} , \quad (\text{Eq. 5.4})$$

where x_i is the actual values, y_i is the predicted values and n is the sample number; μ_x and μ_y are means values, σ_{xy} is the covariance of the two images and σ_x and σ_y are the standard deviation values; C_1 and C_2 are constant values used to avoid a division by zero, which correspond to 0.01 and 0.03, respectively. These type of validation statistics are commonly used in the evaluation of fusing processes (Emelyanova et al., 2013; Gevaert and García-Haro, 2015; Zhu et al., 2016).

In addition to the direct comparison of the actual Landsat and blended images of the immediate post-fire date, these statistics were also computed between the actual Landsat images of the immediate post-fire and the post-fire dates (the validation and the image used in the predictor pair). The comparison of this computation with the others obtained between the actual and blended images assists in the model performance interpretation during the input data modification.

5.2.2d. Applying the blended index in the context of forest fire analysis

Apart from the validation of the blended images and the indices generated, analysis of the integration of the best results obtained in the previous steps was sought for the assessment of both fires studied. This section was divided in two stages: (i) integration of blended index values for immediate post-fire analysis and (ii) generation of fire severity maps.

In the first stage, the behaviours of the blended values of the NDVI, NDMI, GEMI, SAVI and NBR indices were compared to those obtained with the actual Landsat images. Graphically, this comparison was contrasted with values derived from the actual Landsat pre and post-fire images, which supports the interpretation of integrating the blended immediate post-fire information into a multitemporal analysis. All the values were discretized into three categories of tree cover (<15%, 15-30% and >30%), which were derived from the Landsat Vegetation Continuous Field tree cover layers (Sexton et al., 2013). For both areas, the dates corresponding to the pre-fire conditions were used (tree cover 2015 for CASE and tree cover 2000 for SCSE). In addition to the average values expressed by each tree cover category in each index, the analysis also displays the interquartile and data density information (Kampstra, 2008) generated using the 'yarr' R package (Phillips, 2017).

In the second stage, the dNBR values obtained with the blended images for fire severity map generation was analysed. For this, the values were discretized in five severity categories: unburned (<0.149), low (0.150-0.269), moderate low (0.270-0.439), moderate high (0.440-0.659) and high (0.660-1.300), which were adapted from the ranges defined by Key and Benson (2006). The dNBR categorized values of the actual Landsat and blended Landsat immediately post-fire images were visually and statistically compared through severity maps observation, as well as computation of the weighted Cohen's kappa (κ_w) and confusion matrix accuracy. In addition to the direct comparison of the fire severity map obtained by the actual and blended index, the map and statistical data of the post-fire date dNBR are also presented. The comparison of this information with the other maps presented allows for visualization of changes performed by the fusion model over the fine resolution input data.

5.3. Results

5.3.1. Validation of multispectral blended bands (Red, NIR, SWIR₁ and SWIR₂)

The accuracy assessment of the multispectral bands for the CASE fire (Table 5.3) and SCSE fire (Table 5.4), as well as the scatterplot comparison between the actual Landsat and blended Landsat values using the MODIS GQA bands (Figure 5.6) showed good levels of accuracy between the actual and blended images at both study sites.

Table 5.3. Accuracy assessment of multispectral blended bands from CASE fire. The values represent relations between actual Landsat with blended Landsat images for the immediately post-fire date using GA or GQ reflectance bands, and with fine spatial resolution image input (Landsat - 21 October 2015).

Band	Landsat - 21 October 2015 – input fine image (post-fire)				Landsat blended using MODGA surface reflectance				Landsat blended using MODGQ surface reflectance			
	<i>r</i>	RMSE	Bias	SSIM	<i>r</i>	RMSE	Bias	SSIM	<i>r</i>	RMSE	Bias	SSIM
Red	0.754	0.017	0.014	0.747	0.824	0.014	0.012	0.819	0.848	0.014	0.012	0.841
NIR	0.761	0.044	-0.035	0.750	0.840	0.022	0.005	0.843	0.874	0.020	0.006	0.875
SWIR ₁	0.678	0.028	0.012	0.679	0.846	0.020	0.008	0.841	-	-	-	-
SWIR ₂	0.820	0.043	0.035	0.801	0.871	0.021	0.005	0.867	-	-	-	-

* *r* – Correlation coefficient; RMSE – Root Mean Square Error; Bias – Mean bias; SSIM - Structure Similarity Index Measure.

Table 5.4. Accuracy assessment of multispectral blended bands from SCSE fire. The values represent relations between actual Landsat and blended Landsat images for the immediately post-fire date using GA or GQ reflectance bands, and with fine spatial resolution image input (Landsat - 06 November 2001).

Band	Landsat - 06 November 2001 – input fine image (post-fire)				Landsat blended using MODGA surface reflectance				Landsat blended using MODGQ surface reflectance			
	<i>r</i>	RMSE	Bias	SSIM	<i>r</i>	RMSE	Bias	SSIM	<i>r</i>	RMSE	Bias	SSIM
Red	0.913	0.017	0.015	0.889	0.936	0.009	0.005	0.929	0.945	0.008	0.005	0.936
NIR	0.857	0.037	-0.031	0.848	0.912	0.016	0.003	0.910	0.926	0.015	0.004	0.925
SWIR ₁	0.806	0.047	0.034	0.799	0.895	0.024	0.007	0.891	-	-	-	-
SWIR ₂	0.758	0.071	0.061	0.695	0.879	0.027	0.001	0.865	-	-	-	-

* *r* – Correlation coefficient; RMSE – Root Mean Square Error; Bias – Mean bias; SSIM - Structure Similarity Index Measure.

The model generated blended data that constantly optimized the statistics presented when compared with the fine spatial resolution image used in the modelling process. In other words, both fusion processes show that the MODIS spatiotemporal information transforms the data from a fine spatial resolution input during the fusion process (actual Landsat post-fire), and the results match the data for the blended date with good precision for both study sites.

The analysis of the fused images presents correlation and SSIM values that are constantly higher than 0.819 for CASE and 0.865 for SCSE, which confirms the good levels of accuracy obtained from the model. The Bias values vary between 0.005-0.012 for CASE and between 0.001-0.005 for SCSE, which reveals that in all cases, the images slightly underestimate the average values in relation to actual Landsat values. Regarding RMSE values, all values are less than 0.027 for all blended bands.

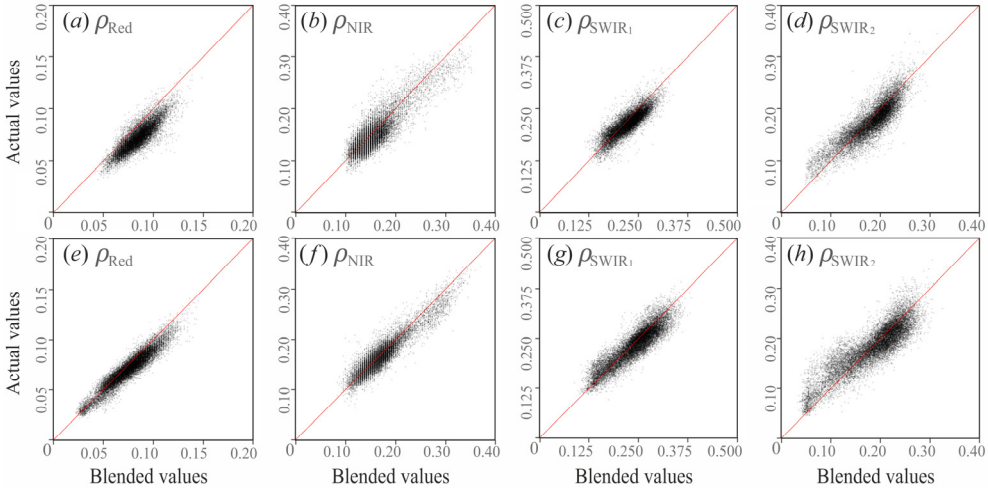


Figure 5.6. Scatterplot comparisons between actual Landsat and blended Landsat values of surface reflectance (ρ) for each spectral band (Red, NIR, SWIR₁ and SWIR₂) at each study site: CASE fire (a, b, c and d) and SCSE fire (e, f, g and h). Red and NIR results are derived from fusion processes using MODGQ images and SWIR₁ and SWIR₂ using MODGA.

The comparison of the Red and NIR blended bands using MODGQ always returns higher correlation values and SSIM than those obtained using the coarse images with lower spatial resolution (MODGA) (higher than 0.819 and 0.910 for CASE and SCSE, respectively). The values of RMSE and Bias are very similar in each band.

The results obtained in the SCSE fire bands were generally better than those obtained in the CASE fire bands, with the exception of the SWIR₂ band, in which the SSIM and RMSE statistical values were slightly lower. The best results obtained for the SCSE fire are clearly observed parallel to the Red and NIR blended bands using MODGQ, which reach SSIM values of 0.936 and 0.925, compared to the 0.841 and 0.875 obtained for the CASE fire. The statistical information is complemented by a visual inspection of the results (Figure 5.7), where the high level of agreement between the actual Landsat and blended images can be verified. Detailed image difference information for each blended band can be checked in the Appendix 5A.

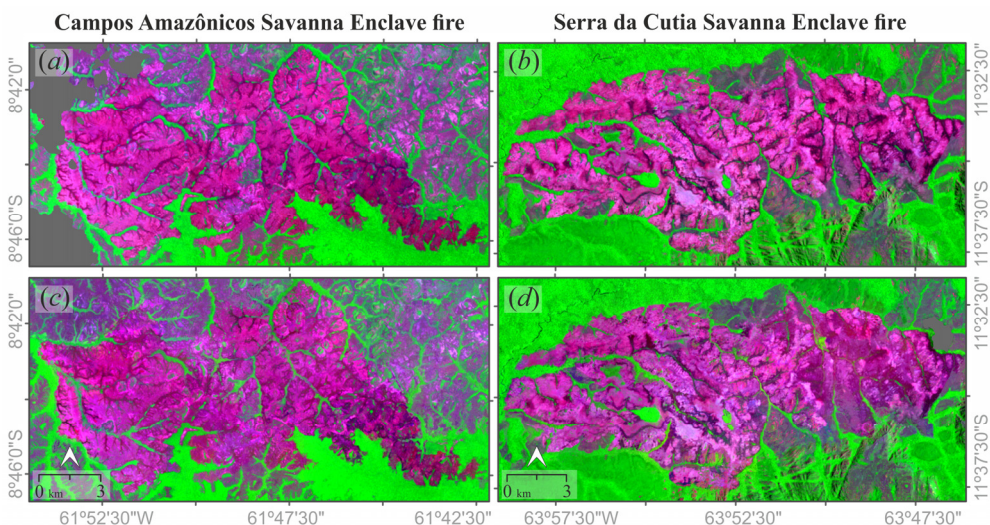


Figure 5.7. Actual Landsat (a and b) and blended Landsat using MODIS GQA bands (c and d) for CASE and SCSE fires (SWIR₂-NIR-Red/R-G-B). Cloudy areas in the (a) and (d) images are masked in grey.

In the comparison between fine spatial resolution images used as input information in the fusion process (Figure 5.4_e, CASE and Figure 5.5_e, SCSE), for both study cases, the FSDAF generated very similar multispectral information for the actual Landsat immediately post-fire image. The magenta shades in the band composition (SWIR₂-NIR-Red/R-G-B), which are related to areas recently affected by fire, are retrieved from the images used as fine spatial resolution input, and this highlights the general shapes of the burned areas and spatial and spectral similarities observed in the SSIM values.

In the CASE fire, the shapes of riverine forested areas in the fused image are better matched and quite similar to the actual immediately post-fire image, which contrasts with the post-fire image pair used as input for the fusion processes (Figure 5.4_e and 5.4_i), where the greener shades are more apparent. In the immediately post-fire blended SCSE fire image, the fire scar magenta shades have been retrieved from the large and dark blue area, which were verified in the images used as input for the fusion processes (Figure 5.5_e and 5.5_i).

5.3.2. Assessment of blend-then-index and index-then-blend approaches

The generation of indices from the blended spectral bands presented in the previous section (BI approach) or from the directly fused indices (IB approach) enables a comparison to be made of the results obtained for each study site and each multispectral index (Table 5.5).

Table 5.5. Accuracy assessment (r , RMSE, Bias and SSIM) of the multispectral blended index for the two study sites. The values represent the relationship between validation images (Landsat immediately post-fire) with Landsat Blend-then-Index (LBI) and Landsat Index-then-Blend (LIB) images using GA or GQA surface reflectance bands. The best results obtained from each blended index are highlighted in bold.

Index	CASE fire					SCSE fire					
	L - 21 Oct.	LBI/ GA	LIB/ GA	LBI/ GQA	LIB/ GQA	L - 06 Nov.	LBI/ GA	LIB/ GA	LBI/ GQA	LIB/ GQA	
r	NDVI	0.794	0.821	0.833	0.856	0.860	0.921	0.934	0.933	0.942	0.946
	NDMI	0.841	0.864	0.872	0.893	0.895	0.866	0.940	0.920	0.941	0.928
	GEMI	0.752	0.833	0.833	0.876	0.867	0.856	0.910	0.911	0.925	0.923
	SAVI	0.809	0.844	0.850	0.879	0.874	0.919	0.935	0.936	0.944	0.945
	NBR	0.844	0.874	0.872	0.899	0.888	0.803	0.925	0.902	0.929	0.911
	dNBR	0.726	0.780	0.743	0.829	0.787	0.514	0.788	0.742	0.803	0.769
RMSE	NDVI	0.181	0.092	0.092	0.080	0.083	0.167	0.053	0.061	0.049	0.056
	NDMI	0.143	0.065	0.060	0.056	0.053	0.181	0.052	0.064	0.052	0.061
	GEMI	0.080	0.040	0.039	0.034	0.035	0.068	0.029	0.028	0.026	0.026
	SAVI	0.104	0.047	0.045	0.039	0.040	0.093	0.030	0.031	0.028	0.028
	NBR	0.234	0.096	0.096	0.085	0.089	0.315	0.090	0.100	0.087	0.096
	dNBR	0.234	0.096	0.101	0.085	0.093	0.315	0.090	0.099	0.087	0.095
Bias	NDVI	-0.167	-0.049	-0.063	-0.046	-0.059	-0.158	-0.021	-0.037	-0.018	-0.034
	NDMI	-0.128	-0.001	-0.006	0.004	0.000	-0.164	-0.003	-0.023	-0.002	-0.021
	GEMI	-0.067	0.006	0.006	0.009	0.009	-0.058	0.004	0.002	0.005	0.003
	SAVI	-0.094	-0.017	-0.019	-0.014	-0.016	-0.087	-0.006	-0.009	-0.004	-0.008
	NBR	-0.210	0.005	0.000	0.010	0.006	-0.285	0.012	-0.022	0.014	-0.020
	dNBR	0.210	-0.005	-0.004	-0.010	-0.009	0.285	-0.012	0.022	-0.014	0.020
SSIM	NDVI	0.723	0.791	0.815	0.838	0.847	0.849	0.932	0.923	0.941	0.939
	NDMI	0.401	0.863	0.873	0.894	0.896	0.043	0.936	0.906	0.939	0.916
	GEMI	0.749	0.835	0.836	0.878	0.870	0.853	0.909	0.908	0.925	0.922
	SAVI	0.723	0.833	0.843	0.875	0.871	0.845	0.932	0.929	0.943	0.942
	NBR	-0.586	0.872	0.873	0.889	0.885	-0.186	0.852	0.523	0.858	0.593
	dNBR	0.412	0.782	0.737	0.829	0.778	0.058	0.778	0.728	0.797	0.760

* r – Correlation coefficient; RMSE – Root Mean Square Error; Bias – Mean bias; SSIM - Structure Similarity Index Measure.

The multispectral indices generated from the BI approach generally give better validation indicators than those obtained with the IB approach. These results are highlighted in the parallel accuracies obtained in the blended processes using MODIS GQA at the two study sites, in which the correlation values and SSIM are predominantly higher, and the RMSE and Bias values are predominantly lower in the BI vs IB comparison. In the blended processes using MODIS GA, these results also appear clearly in the statistics of the SCSE fire, with a marked difference in

the NBR index (SSIM of 0.852 and 0.523 for BI and IB approaches, respectively). In contrast, the results obtained using MODGA in the blended process of the CASE fire shows a predominance of values slightly favourable to IB versus BI.

In terms of correlation and SSIM, the results obtained in the blended images using MODIS GQA with the BI approach are better than IB in at least 4 of the 6 indices used in both study areas. These differences can be synthesized by verifying that while the index correlation values of the BI approach on average exceed IB by 0.017, in reversed cases, the average difference is 0.003.

Regardless of the two approaches used for fusing spectral indices, the blended values observed using MODIS GQA present improved accuracy in comparison to those from MODIS GA for the six simulated indices in the two study areas. Taking all blended indices into account, the correlation values obtained from MODIS GQA are on average 0.021 higher than those from MODIS GA. This optimization is also verified in the SSIM values (on average 0.026 higher), RMSE (0.006 lower) and even less in the Bias values (0.002 lower).

5.3.3. Application of multispectral indices derived from blended images

5.3.3a. Integrating retrieved spectral indices on immediately fire-affected areas analysis

The integration of multispectral indices generated with the best results approach, which was presented in the previous section (LBI using MODIS GQA), visualizes how the fusion processes information is embedded in the immediately post-fire areas analysis of tropical savannas. The presentation of pre-fire actual (Pre), immediately post-fire actual (IPost_a), immediately post-fire blended (IPost_b) and post-fire actual (Post) values divided by multispectral indices (NDVI, NDMI, GEMI, SAVI and NBR) and by predominant categories of tree cover (<15%, 15-30% and >30%) simultaneously allows a comparison between the actual and blended values, as well as the visualization of their integration within the available short time series (Figure 5.8).

The values of the blended images provided a fairly accurate estimation in relation to the actual images for the various tree cover categories. The categories of <15% and 15-30% tree cover generally present better levels of agreement when compared with the >30% class. It is visible in the parallel of the actual and blended graphs of the NDVI, NDMI and NBR indices, where both the minimum and maximum values and the shape of the distributions show apparent differences.

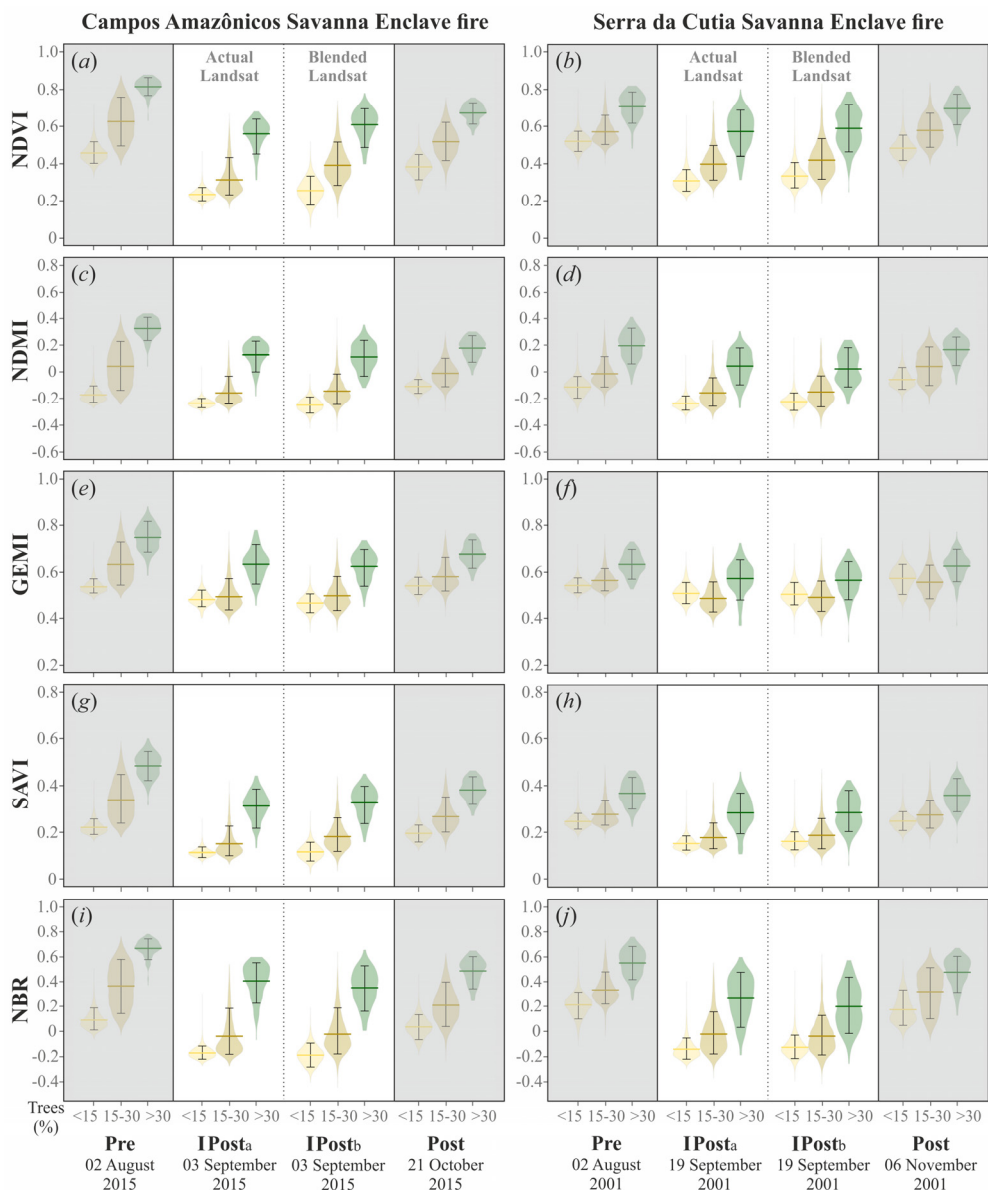


Figure 5.8. Comparison of immediately post-fire actual (IPost_a) and blended (IPost_b) values of multispectral indices (highlighted in the middle of each graph) for each study site and divided by tree cover categories (<15%, 15-30% and >30%). Displayed in each graph are interquartile average values (horizontal bar in colour) and data distribution (bean density in colour).

Taking the most sensitive of the indices as an explanatory reference, the comparison between actual and blended NBR values of the immediate post-fire images separated into tree cover categories returns very similar results. In the CASE fire, the areas with <15%, 15-30% and >30% tree cover have slight overestimations

of 0.018, 0.017 and an underestimation of 0.056; for the SCSE fire, these values correspond to overestimations of 0.016, 0.017 and an underestimation of 0.072.

With the exception of the slightly better results obtained in the NBR index, the strongest agreement between the actual and blended indices is generally obtained from the fusion processes from the SCSE fire, rather than the CASE fire, which is in line with the results presented in the previous section.

5.3.3b. Generating fire severity maps

Fire severity maps derived from the dNBR index were calculated by relating the actual Landsat pre-fire images with the actual Landsat immediately post-fire images (Figure 5.9_{a-b}), the blended Landsat immediately post-fire using MODIS GQA and BI approach (Figure 5.9_{c-d}) and the actual Landsat post-fire (Figure 5.9_{e-f}).

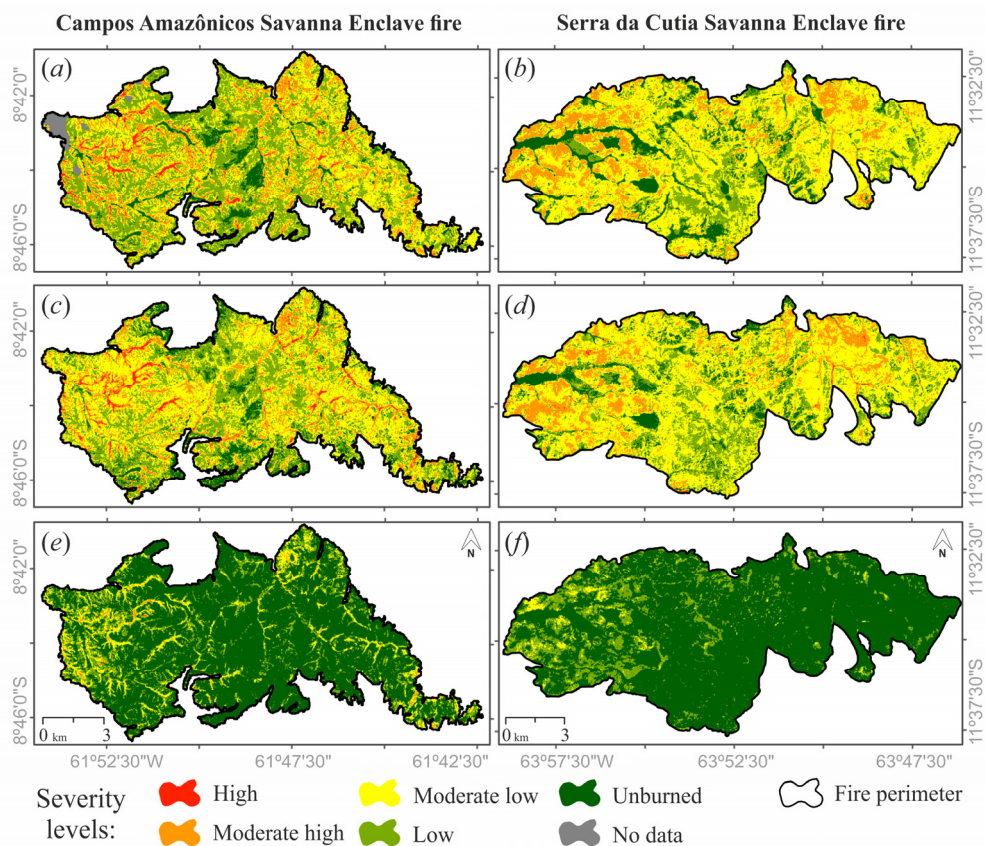


Figure 5.9. Fire severity maps (dNBR levels) derived from the Landsat immediate post-fire actual (a and b), Landsat immediately post-fire blended (c and d) and Landsat post-fire (e and f) images.

The distribution of severity categories in the post-fire maps (Figure 5.9_{e-t}) corroborate the clear information loss caused by the lack of an immediately post-fire image in this type of environment. Both study areas show the predominance of the ‘unburned’ category, with some patches associated primarily with ‘low’ or ‘moderate-low’ fire severity values in specific areas.

The comparison of the immediately post-fire severity levels on actual Landsat (Figure 5.9_{a-b}) and blended (Figure 5.9_{c-d}) fire severity maps reproduces very similar dNBR patterns. It returns the predominantly ‘moderate-low’ and ‘low’ severities on both fires, which vary to ‘moderate-high’ or even ‘high’ in certain burned riverine forest areas and some burned tree cover patches.

This similarity between the actual and blended image severity categories coincides with the good global agreement values of κ_w for both study areas, which are 0.73 for CASE and 0.70 for SCSE; this significantly improves the respective values of 0.30 and 0.12 in the comparison between the actual dNBR level values of immediately post-fire and post-fire dates. However, the confusion matrix values (Table 5.6) reveal that the overall accuracy is moderate (65%) when considering both study areas.

Table 5.6. Confusion matrix assessment between classified dNBR levels of actual Landsat and blended Landsat (using BI approach and MODIS GQA) images and when considering both study areas. Units are hectares for totals and percentage for all other measures.

Actual/blended severity level	Unburned	Low	Mod. low	Mod. high	High	Total (ha)	User's accuracy
Unburned	42.79	38.44	18.14	0.64	0.00	2675.88	42.79
Low	11.04	56.05	31.95	0.95	0.01	6439.23	56.05
Moderate-low	0.86	13.69	75.77	9.61	0.07	11441.34	75.77
Moderate-high	0.04	0.90	34.37	61.56	3.12	4122.00	61.56
High	0.00	0.00	1.86	46.23	51.91	242.37	51.91
Total (ha)	1956.69	6241.23	12632.85	3826.53	263.52	24920.82	-
Producer's accuracy	58.52	57.83	68.62	66.31	47.75	-	64.55

At both study sites, the confusion matrix of the ‘unburned’ and ‘low’ severity classes included errors that were mainly related to overestimations and confusions with the next severity level, whereas the ‘moderate-low’, ‘moderate-high’ and ‘high’ categories mostly contained underestimations and changes to the previous category of severity. The spatially segmented computation of each matrix reproduces this general pattern, with a slightly higher overall accuracy value for SCSE fire (67%) compared to CASE fire (62%).

5.4. Discussion

5.4.1. Retrieving multispectral bands and index information for immediately fire-affected areas

The results obtained by fusing bands and multispectral indices using the FSDAF method returned a good level of accuracy for both fires in the studied savannas. In general, the validation statistics obtained for the SCSE fire were slightly higher than those for the CASE fire, which coincided with the characteristics associated with each fire-affected area.

Although both areas concern savannas, the vegetation formation spatial heterogeneity distribution of the CASE fire is greater than that observed in the SCSE fire. This factor is strongly related to the most recent fire (two years earlier) affecting the second area, which reduced the amount of fuel loads in the interfluvial areas. This lower spatial heterogeneity of pre-fire woody vegetation distribution for the SCSE fire (Figure 5.2) influences fire activity and provides less abrupt general differences in the comparison of fine resolution images used in modelling (immediately post-fire and post-fire images). On the other hand, in the post-fire image, the SCSE fire presents a significant bluish colour patch in its eastern sector related to areas with poorly drained soils (see Figure 5.5_e). This characteristic involves a different complexity from that of the CASE fire, which provides a specific zone of abrupt change. In other words, while the CASE fire brings more serious general difficulties to the model due to its greater spatial heterogeneity, the SCSE fire concentrates spatial complexity into a specific area of the image. This creates a different difficulty for the model when fusing certain spectral bands and indices that are more vulnerable to the influence of the water spectral signal.

The accuracy levels obtained for the spectral bands of both areas are very similar to those presented by Zhu et al. (2016) in case studies on heterogeneous agricultural and flooded areas. In addition, in this study, the use of coarse images derived from the MODGA and MODGQ products were chosen, while the results obtained over heterogeneous agricultural and flooded areas came from MODIS-like images (Landsat resampled for the resolution of MODIS), which configures the present work as a model validation process with actual images.

In relation to the fine spatial resolution images used as input data, the focus in this study was on the use of surface reflectance products from the Landsat ETM+ satellite, which is also the most MODIS-compatible satellite regarding image

acquisition angle, and the only one among the Landsat sensors that can obtain predictive Landsat-MODIS pairs in the two study sites. Although this non-availability was apparent at both sites, it was restricted to specific zones located near the boundaries of the MODIS tiles. Due to the different imaging angles between Landsat TM or OLI and MODIS, it is recommended to use MODIS images with bidirectional reflectance distribution function (BRDF) corrections (Roy et al., 2008; Walker et al., 2012). In areas where there is a greater influence of SLC-off gaps on the ETM+ sensor, the application of gap-filling methods that incorporate TM or OLI images from nearby dates, such as the geostatistical neighbourhood similar pixel interpolator (GNSPI) (Zhu et al., 2012) or a multitemporal regression model (Zeng et al., 2013), should be considered as a pre-processing step before applying the fusion model.

The incorporation of information with a higher spatial resolution into fusion processes, as processed in the study with the use of MOD09GQ spectral bands, has recently been addressed by Wang et al. (2017), which also gives an improved level of accuracy by using 250 m products, further advancing the process from the application of an area-to-point regression kriging approach to blending images with STARFM. Providing greater spatial detail for tropical savannas improved the spatial heterogeneity capture in these areas, and therefore, this adds optimized information to carry out blending.

A comparison of the results obtained from fusing bands and multispectral indices reveals that although correlation and SSIM values are generally similar, the RMSE errors that occur when blending the indices are predominantly higher. This occurs because the spectral indices highlight the differences in the areas affected by fire, which involves greater spatial complexity in processing the fusion model and decreasing its predictive capacity. This higher index spatial complexity is visible in the comparison of SSIM values between the immediately post-fire and post-fire images, which are used as fine resolution input data in the model (ranging between 0.679-0.889 in spectral bands and between 0.043-0.853 in the indices).

In general, the good results obtained using FDSF corroborate the utility of fusing MODIS and Landsat for the monitoring of burned areas with multispectral indices. Previous studies have obtained validation statistics with magnitudes similar to that which was obtained here (correlation values higher than 0.80 for validation datasets) in burned area analyses in the Australian savanna (Schmidt et al., 2012)

and Mediterranean vegetation environments (Alves et al., 2016), which used the STARFM fusion model.

In the comparison between the two approaches used for blending multispectral indices, the results generally highlight the superior behaviour of the BI vs IB approach. These results differ from those presented by Jarihani et al. (2014), which always found better results from the IB vs BI approach in three case studies processed with the STARFM and ESTARFM methods. In this regard, unlike the aforementioned study, the present work generates validation statistics that are strictly linked to areas where changes occur (internal areas for each fire perimeter) in environments with high spatial heterogeneity, and with a different blending method. It is important to note that if, on the one hand, the index generated using the IB approach seeks to avoid combining the errors of individually blended bands, on the other hand, the model is provided with a unique opportunity to transform the fine resolution input data to reproduce the change on the date to be predicted. This argument explains why there are fewer better results in the IB vs BI approach in the case studies presented.

With the NBR index of the SCSE fire, because a particular zone presents more abrupt changes in relation to other burned areas, this results in the IB approach capturing SSIM far less accurately than the BI approach. These results indicate that for heterogeneous areas affected by fire where abrupt changes are processed, it is better to consider the combined errors of the individual blended bands by using the BI approach to obtain improved predictions for existing changes.

5.4.2. Applying blended data for analysing the case studies

Integration of the blended data into the multitemporal analysis of areas affected by fire, which are divided into tree cover categories, verifies its applicability to savanna areas. The results show that the FSDAF application generates simulated spectral indices that accurately describe the impact of fire on areas with different tree cover patterns.

The data distribution in areas where >30% tree cover predominates are less similar than those observed in classes <15%, and classes 15-30% are linked to the landscape configuration and the use of coarse resolution products in blending. Although the method shows a good predictive capacity for spatial heterogeneity, at the study sites, the areas with a higher tree concentration are those with greater

spatial detail (riverine forests and fragments of tree cover vegetation); the coarse resolution pixel presents higher spectral moistures, which occurs mainly in the 500 m MODIS product, and thus, this increases the spatial complexity of the modelling and generates less satisfactory results.

This same argument explains the moderate results observed in the fire severity mapping of both analysed fires. In comparing the generated maps, the estimated severity of fused images is considered a good estimate of the immediate post-fire reality compared to the post-fire image, which is greatly altered by vegetation regeneration. However, the direct dNBR value categorizations of the blended images observed in terms of the confusion matrix with actual values reveal moderate agreement levels. The high sensitivity of this index linked to the spatial heterogeneity of its values brings a high level of complexity to the model, making it difficult to increase levels of accuracy when categorizing the immediate post-fire severity levels, which were derived from the blending process.

In future work, the aim will be to advance large time series generation from the use of blended and actual fine resolution images, which will help in characterizing post-fire regeneration in areas of tropical savanna, mainly when analysing vegetation responses to fires occurring at different times (early, middle and late dry seasons fires) and over different fire recurrence zones. The generation of supervised classifications and the implementation of radiometric normalization on coarse resolution inputs can be considered as possible alternatives to obtain more optimized results using the fusion model. The use of images from other, more recently available sensors, such as the fine spatial resolution images from Sentinel 2 and CBERS 4 satellites and the coarse spatial resolution images from the Proba V sensor will be contemplated for use in future experiments using FSDAF.

5.5. Conclusions

FSDAF fusion proved to be a good alternative for retrieving multispectral information from tropical savanna fire-affected areas. At both study sites, good levels of accuracy were obtained, verifying the blending capacity for estimating multispectral values to generate fine spatial resolution data for immediate post-fire dates, which is based on a fine resolution post-fire image and a pair of coarse spatial resolution images from both dates.

The use of the spectral bands of the MOD09GQ product as coarse resolution input for the fusion revealed better results than the use of the MOD09GA bands. In the comparison of approaches for the generation of multispectral indices, better results were obtained with those blended from the BI approach.

The integration of the fused indices for the multitemporal analysis of both study areas also showed good results, where it was clear how the fused information was well able to portray the immediate post-fire conditions in a multitemporal series. However, the fire severity mapping provided by blended images needs to be implemented carefully, since the dNBR index is generally less accurate than other blended indices, and consequently, this presents moderate results in categorizing severity levels in terms of spatial distribution.

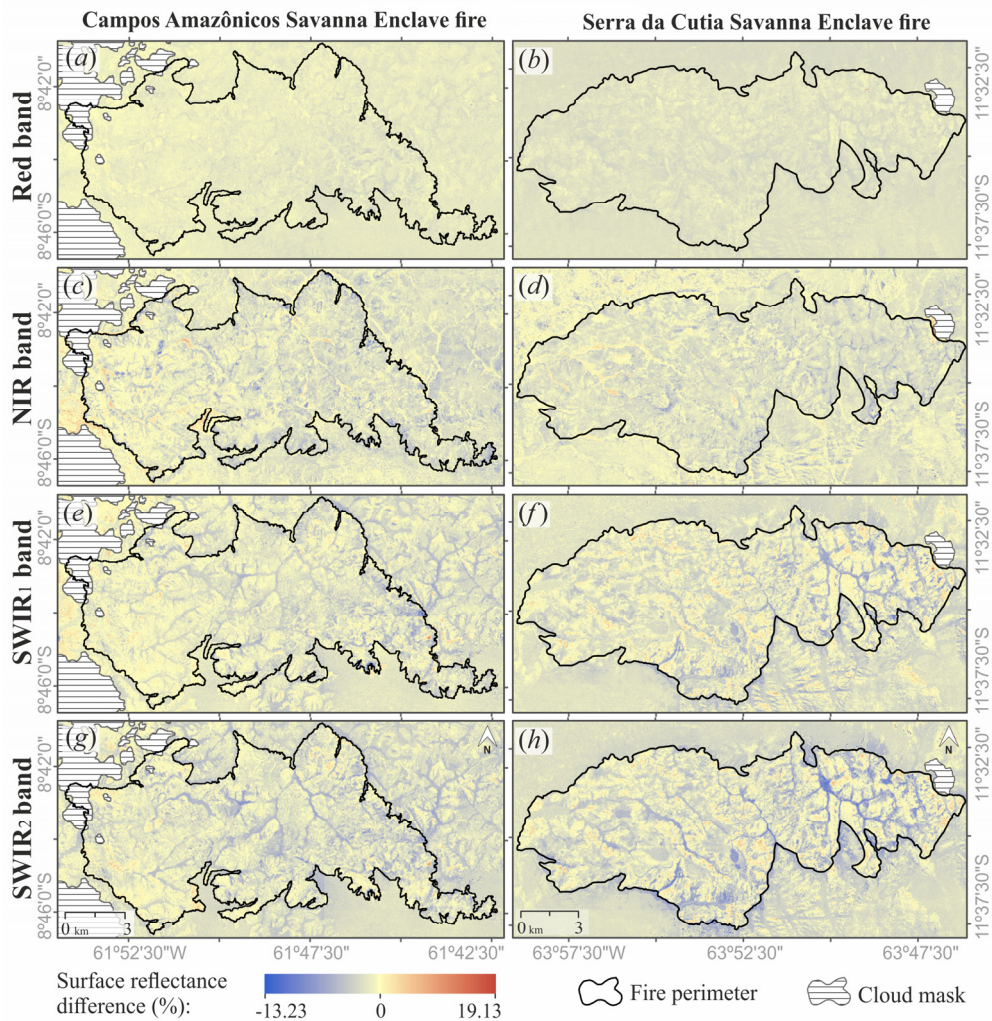
Acknowledgments

We thank the CAPES Foundation (Brazil) for the grant (process number 9540-13-0) given to the first author.

Appendix 5A

Detailed image differences between Landsat actual and blended bands (Figure 5A in the next page).

Figure 5.A. Image differences (Landsat actual – Landsat blended) of each analysed surface reflectance band (Red, NIR, SWIR₁ and SWIR₂). Red and NIR results are derived from fusion processes using MODGQ images and SWIR₁ and SWIR₂ using MODGA.



CAPÍTULO 6

Análisis multitemporal de áreas quemadas del enclave de sabana de los Campos Amazônicos utilizando productos de teledetección y trabajo de campo

Publicado como¹:

- Alves, D.B., Pérez-Cabello, F., Cambraia, B.C., Bonadeu, F., Silveira, A.L.P., 2018. Análise multitemporal de áreas afetadas pelo fogo no enclave de cerrado do Parque Nacional dos Campos Amazônicos utilizando sensoriamento remoto e trabalho de campo. *Revista Geografia Ensino & Pesquisa* 22, e18, 1-24. doi:10.5902/2236499433584.

¹ Como la publicación original se ha realizado en lengua portuguesa, se ha decidido presentar en este manuscrito una traducción al castellano del texto final de la publicación.

Multitemporal analysis of fire-affected areas in the savanna enclave of Campos Amazônicos National Park using data derived from remote sensing and fieldwork

Abstract

Monitoring and understanding the relationships between fire and vegetation in the transition environments of the tropical savanna and Amazon region remains a very relevant scientific challenge to improve land management strategies of these areas. In this context, the present article analyzes the responses of vegetation to fire in the largest tropical savanna enclave of the Southern Amazon (Campos Amazônicos Savanna Enclave) through the use of multitemporal remote sensing series and information derived from fieldwork. Based on the Landsat series image availability and the fusion Landsat and MODIS images, a multitemporal spectral index (NDVI and NBR) series was generated from 2009 to 2016 (with 8 records for each year), contrasting the behavior of three sample groups: burned only in 2010; burned in 2010 and 2014; and burned in 2010 and 2016. This information was complemented with field data obtained in a post-fire campaign in 2016. The NDVI and NBR values were sensitive to fire events, presenting abrupt declines in the immediate post-fire record (on average ~93% lower than those presented for non-burned areas in the same period). The information obtained in the fieldwork shows the greatest accumulation of dry biomass (~146% higher) recorded in the plots with more time since last fire, in comparison with recent fire-affected areas. These results help to understand the fire incidence on these environments, contributing to the implementation of the fire management plan of the studied area.

Keywords: burned areas, vegetation, tropical savanna enclave, Landsat series, remote sensing.

6.1. Introducción

El fuego es uno de los principales agentes en la dinámica de los procesos ecológicos, configurándose como un importante factor en el pasado, presente y futuro del comportamiento del sistema terrestre (Bond et al., 2005; Bowman et al., 2009). La presencia del fuego en las sabanas tropicales de América del Sur está documentada desde hace más de 32000 años (Ledru, 2002; Salgado-Labouriau and Ferraz-Vicentini, 1994), anterior al registro de asentamientos humanos, demostrando la naturalidad de este elemento en la formación de las áreas de *Cerrado* (sabana tropical brasileña), categorizadas como ambientes dependientes del fuego (Hardesty et al., 2005). En este tipo de paisaje, los regímenes naturales del fuego están asociados a los rayos (Ramos-Neto and Pivello, 2000), y dichos regímenes desempeñan un papel destacado en el ciclo de nutrientes, el mantenimiento de la diversidad y la estructura de los hábitats (Coutinho, 1990; Fidelis and Pivello, 2011; Miranda et al., 2009).

En los ambientes de *Cerrado*, el uso controlado del fuego no es necesariamente negativo, siendo históricamente empleado por poblaciones nativas con fines diversos, tales como la limpieza y preparación de la tierra para el cultivo, la atracción animal para la caza o el estímulo de fructificación de ciertas especies (Mistry et al., 2005; Pivello, 2011). Sin embargo, existe un consenso en que, el aumento exponencial de las actividades antrópicas en las últimas décadas, ha influido significativamente en el incremento en la recurrencia de los incendios, produciendo cambios severos en los regímenes naturales de fuego y en la alteración de estos ambientes (Goldammer, 1993; Pausas and Keeley, 2009). En la transición Cerrado-Amazonia se comprueba que las áreas quemadas están fuertemente vinculadas a los cambios de uso y cobertura del suelo de las últimas décadas (Eva and Lambin, 2000; Ometto et al., 2016), representados principalmente por los avances de las fronteras agro-pecuarias, de las redes viarias y de la densificación poblacional (Espindola et al., 2012; Morton et al., 2006; Nepstad et al., 2001).

Las quemadas recurrentes o la alteración sistemática de la temporada de quema de un determinado régimen de fuego (por ejemplo, al favorecer igniciones durante los períodos más críticos de sequía donde los rayos son menos frecuentes) están asociadas a impactos severos en los componentes de la biosfera, edafosfera y atmósfera (Pausas and Keeley, 2009). En términos de vegetación, los incendios frecuentes reducen el total de biomasa, especialmente en las formaciones vegetales leñosas, lo que puede derivar en la exclusión de ciertas especies más sensibles al

fuego (Hoffmann and Moreira, 2002; Moreira, 2000), cuestión que también se puede observar en relación a determinadas especies faunísticas (Silveira et al., 1999). La incidencia de incendios frecuentes y con altas temperaturas pueden alterar la composición física y química de los suelos, favoreciendo la pérdida del suelo (Certini, 2005). La emisión total de gases de efecto invernadero a la atmósfera también constituye una consecuencia negativa a destacar (Levine et al., 1995).

Estos hechos destacan la importancia del seguimiento y análisis de los efectos del fuego en ambientes de *Cerrado*, así como el desarrollo de estrategias para la conservación de la biodiversidad y la disminución de las emisiones de carbono. Emerge la necesidad de realizar políticas públicas nacionales estratégicas (Durigan and Ratter, 2016), que avancen en el desarrollo de directrices para generar planes de manejo integrado del fuego (Schmidt et al., 2018). Para ello es necesario superar la percepción negativa del fuego (Laris and Wardell, 2006), planificando acciones que consideren su manejo junto al análisis de sus impactos, cuestión que avanza lentamente en el ámbito de las políticas de conservación en Brasil.

Para una mejor comprensión de los aspectos asociados a la incidencia del fuego sobre la superficie terrestre, es esencial la información obtenida a través de sensores aborde de satélites (Giglio et al., 2010; Pereira, 2003). Las imágenes derivadas de la serie Landsat son una importante fuente de información, permitiendo, entre otras aplicaciones, delimitar áreas quemadas (Bastarrika et al., 2014; Koutsias and Karteris, 2000), evaluar la severidad de las áreas quemadas (Escuin et al., 2008; Wimberly and Reilly, 2007) y monitorizar la dinámica multitemporal post-fuego (Bartels et al., 2016; Röder et al., 2008; White et al., 2017). Con una resolución espacial de 30 metros y una disponibilidad de bandas espectrales en las regiones del visible, infrarrojo próximo (NIR) e infrarrojo medio de onda corta (SWIR), los sensores de Landsat (*Thematic Mapper – TM*; *Enhanced Thematic Mapper – ETM+*; y *Operational Land Imager – OLI*) ofrecen información muy útil para el análisis de áreas afectadas por el fuego con un ciclo de revisita de 16 días (que se reduce a 8 días en los períodos de funcionamiento mutuo de más de un sensor), desde 1984 hasta la actualidad.

Como consecuencia de la fuerte influencia de las perturbaciones atmosféricas (nubes, sombras de nubes...) en las áreas de transición Cerrado-Amazonia (Asner, 2001; Sano et al., 2007), el ciclo de revisita de la serie Landsat es en ocasiones insuficiente para generar series multitemporales

consistentes para el análisis. Para superar este tipo de adversidades, existen una serie de estudios que tienen como objetivo aprovechar la disponibilidad diaria del sensor *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS), aplicando métodos de fusión de imágenes, aprovechando la mayor resolución temporal de MODIS y la resolución espacial de Landsat (Gao et al., 2008; Hilker et al., 2009; Zhu et al., 2010). Un método de fusión destacado es el *Flexible Spatiotemporal Data Fusion* (FSDAF) (Zhu et al., 2016), recientemente considerado una buena alternativa para ampliar la disponibilidad de informaciones espectrales de media/alta resolución espacial en ambientes de sabana tropical afectados por el fuego (Alves et al., 2018).

En este contexto, el presente trabajo tiene como objetivo monitorizar los efectos de los incendios en ambientes de *Cerrado* utilizando datos de teledetección e información obtenida con trabajo de campo. Para ello, se considera como área de estudio el mayor enclave de sabana tropical de la Amazonia Meridional, *Campos Amazônicos Savanna Enclave* (CASE), donde se registraron más de un millón de hectáreas quemadas en el período de 2000-2016 (Alves and Pérez-Cabello, 2017). Más específicamente, se trabaja con un sector del enclave situado en áreas del *Campos Amazônicos National Park* (CANP) afectado por incendios en los años, 2010, 2014 y 2016, lo que permite la monitorización de la incidencia del fuego.

¿Qué respuestas de la vegetación al fuego se observan mediante el análisis multitemporal de índices espectrales derivados de imágenes de satélite? ¿Cuánto tiempo es necesario para que el proceso de regeneración post-fuego alcance niveles de vigor vegetal similares a los observados antes del incendio? ¿Qué efectos del fuego se observan en la proporción de cubierta vegetal y en la acumulación de material combustible fino en las formaciones abiertas de vegetación? Estas son algunas de las cuestiones específicas que se exploran en el desarrollo del artículo. Dada la escasez actual de informaciones referentes a la incidencia del fuego en el área estudiada, se considera que, más allá de reportar una experiencia metodológica en el seguimiento multitemporal utilizando teledetección y trabajo de campo, se avanza también en la generación de información sobre el comportamiento de la vegetación, contribuyendo en la gestión local y, concretamente en los planes de manejo integrado del fuego en esta área.

6.2. El Campos Amazônicos Savanna Enclave

El CASE (Figuras 6.1_a e 6.1_b) posee un total de 4342 km² y está situado en el cuadrante sur occidental de la Amazonia Brasileña, área comprendida entre los municipios de Manicoré, Humaitá, Novo Aripuanã (Estado de Amazonas) y Machadinho D'Oeste (Estado de Rondônia). Actualmente está casi en su totalidad integrado como área protegida dentro del Sistema Nacional de Unidades de Conservación (SNUC), perteneciendo el 47% a los límites del CANP, el 46% a la Tierra Indígena de Tenharim Marmelos (límite al oeste del CANP) y el 5% a la Tierra Indígena Tenharim del Igarapé Preto (límite al este del CANP). El sector seleccionado (Figura 6.1_c) posee un total de ~3200 hectáreas, integradas en áreas pertenecientes al CANP. Este fragmento se ha visto afectado por el fuego casi en su totalidad en el año 2010 (Figura 6.1_d) y parcialmente en los años 2014 (Figura 6.1_e) y 2016 (Figura 6.1_f).

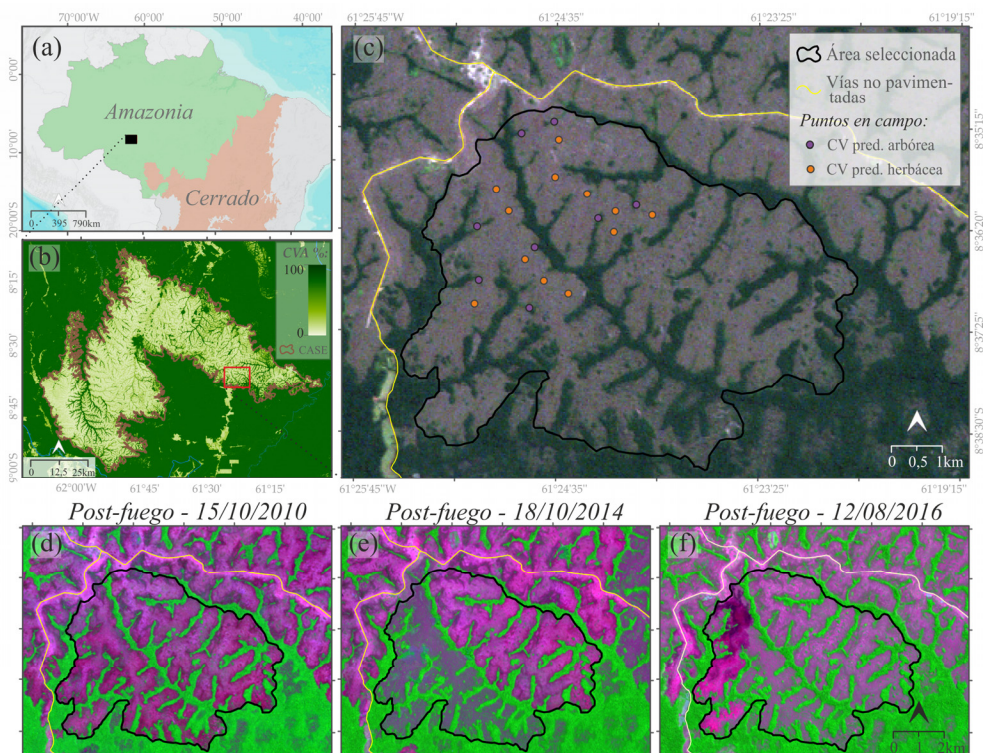


Figura 6.1. Área de estudio: a) localización del CASE en áreas de dominio amazónico; b) distribución del porcentaje de Cobertura Vegetal Arbórea (CVA) por píxel en el enclave y alrededores; c) sector seleccionado del enclave en condiciones pre-fuego (Landsat TM de 27-07-2010, composición en color real), situando los puntos visitados en el trabajo de campo; d) imagen post-fuego de 2010; e) imagen post-fuego de 2014; f) imagen post-fuego de 2016. Las tres últimas imágenes disponen de una composición Landsat TM u OLI en falso color (R-G-B/SWIR₂-NIR-RED) para una mejor visualización de las áreas quemadas.

Tal y como sugiere la propia denominación, CASE se corresponde con un área de predominio de formaciones vegetales de sabana tropical ubicada en medio de un dominio morfo-climático y fitogeográfico amazónico. El grupo de formaciones vegetales de la región del CASE está genéricamente clasificado como '*sabana amazónica desconectada*' (Ratter et al., 2003). Este patrón de vegetación obedece a la incidencia de factores ambientales actuales y a los cambios climáticos que se han sucedido en el Terciario y Cuaternario (Carneiro Filho, 1993). Se trata por tanto, de un tipo de vegetación relictiva y desconectada de las áreas *core* del *Cerrado*, siendo su preservación muy significativa para la conservación de su biodiversidad y protección de posibles procesos de especiación vegetal (ICMBio, 2016).

De igual modo que en las áreas *core* del *Cerrado*, el área representa formaciones vegetales que van desde pastizales ('*campo limpo*' y '*campo sujo*') hasta formaciones de sabana ('*campo cerrado*' y '*cerrado stricto sensu*') y formaciones arbóreas, estando estas últimas muy vinculadas a zonas de vegetación de ribera y a fragmentos menores de vegetación arbórea (incluyendo '*murundus*') (ICMBio, 2016; Oliveira-Filho and Ratter, 2002). La proporción de cubierta vegetal arbórea es un criterio importante para distinguir la distribución espacial de estas formaciones en el CASE (Figura 1b), donde es posible observar que pastizales y formaciones de sabana predominan en los interfluvios y en las vertientes de la densa red de drenaje del área, mientras que las formaciones arbóreas están asociadas principalmente a los bordes de arroyos y ríos. El sector seleccionado contempla la variación de estas formaciones y es representativo del CASE. Procesos geomorfológicos asociados a la fertilidad de los suelos, la dinámica hidrológica y la acción del fuego son agentes que juegan un papel clave en la dinámica y distribución de estas formaciones vegetales (Dantas et al., 2013; Miranda et al., 2009).

Las condiciones climáticas regionales presentan las altas temperaturas medias, variando entre los 24°C y los 28°C, y precipitaciones anuales de ~2000 mm. El período de fuerte actividad pluviométrica está enmarcado entre los meses de noviembre y marzo, mientras que entre los meses de mayo y septiembre predomina el período de sequía. Los meses de abril y octubre generalmente se corresponden con los meses de transición entre los regímenes (Marengo et al., 2001). Estas características climáticas influyen en el comportamiento fenológico

de las formaciones vegetales, observado principalmente sobre los pastizales y formaciones de sabana, más verdes y vigorosas al final del período de lluvias y más secas en los meses del período de sequía. Las áreas quemadas aumentan exponencialmente en relación a la disminución de precipitaciones en el período de sequía (Aragão et al., 2008), favorecidas por la mayor acumulación de biomasa seca en este período.

La creación y estabilización de los límites del CANP contribuyeron en la disminución del número de incendios en el CASE (Alves and Pérez-Cabello, 2017). Entre el final de la década de los 90 y los primeros años del siglo XXI, las áreas situadas en las proximidades de la “Estrada do Estanho” (vía no pavimentada que cruza el área), hoy perteneciente al CANP, fueron utilizadas para el desarrollo de actividades agro-pecuarias, llegando a albergar a cerca de 50 familias (ICMBio, 2016). En el momento de su creación, en el año 2006, los límites del CANP no incluían un radio de 10 km en relación a la “Estrada do Estanho”, siendo estas áreas oficialmente integradas en parque natural en el año 2012, reflejando la eliminación de las viviendas allí existentes, por tratarse de una Unidad de Conservación (UC) de protección integral. En las actividades agropecuarias previamente desarrolladas en estas áreas, el uso intensivo del fuego era una práctica recurrente, lo que explica la disminución del número de incendios bajo la influencia del CANP.

Sin embargo, ello no es óbice para que, en determinados años, el fuego siga siendo un grave problema como se pone de manifiesto en los datos de los años 2010 y 2014, donde las áreas afectadas por el fuego superaron las 135000 hectáreas (Alves and Pérez-Cabello, 2017). Ese escenario se suma al panorama de otras UC situadas en las áreas *core* del *Cerrado*, donde la aplicación de políticas de “fuego-cero” (restringidas a acciones de extinción del fuego) se demostraron ineficientes en estos ambientes, por generar una mayor acumulación de material combustible y favorecer el desarrollo de grandes y devastadores incendios (Batista et al., 2018; Schmidt et al., 2018). En virtud de ello, las acciones vinculadas al manejo del fuego han sido actualmente aplicadas por el equipo de gestión del CANP, entre ellas el uso de quemas prescritas en los meses iniciales del período de sequía sobre áreas estratégicas, avanzando en la prevención de grandes incendios.

6.3. Procedimientos metodológicos

Los procedimientos metodológicos se articulan en dos etapas principales: (i) procesamiento y análisis de los datos derivados de teledetección; (ii) obtención y análisis de los datos mediante trabajo de campo. Las siguientes subsecciones presentan las etapas asociadas a las dos fases.

6.3.1. Procesamiento y análisis de datos derivados de teledetección

6.3.1a. Obtención de los productos derivados de teledetección

La obtención de estos datos ha considerado un período de 8 años entre los años 2009 y 2016. Se incluye el seguimiento de tres incendios en un área seleccionada del CASE (incendios del año 2010, 2014 y 2016), así como el año previo al primer incendio para la evaluación de las condiciones pre-fuego.

Como principal material disponible se cuenta con los productos de la serie de reflectividad a nivel superficial del satélite Landsat, de los sensores TM, ETM+ y OLI, que ofrecen imágenes cada 16 días con una resolución espacial de 30 metros, proporcionando información en regiones espectrales sensibles a la respuesta de la vegetación tras el fuego, tales como las bandas del rojo, NIR y SWIR (Trigg and Flasse, 2000). Más específicamente, se trabaja con el producto de la reciente colección de Landsat actualmente disponible (*Landsat Collection / Surface Reflectance Level-2 Science Products*), que permite disponer de informaciones adecuadas para el análisis multitemporal (procesadas con correcciones radiométricas, geométricas y atmosféricas). En lo que se refiere a las correcciones atmosféricas, las imágenes de los sensores TM y ETM+ están procesadas con el algoritmo *Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System* (LEDAPS) (Masek et al., 2006; Vermote et al., 1997). Por otra parte, las imágenes del sensor OLI están corregidas con el algoritmo *Landsat 8 Surface Reflectance Code* (LaSRC) (USGS, 2017b). Esta colección, realizada por el *Center Science Processing Architecture* (ESPA) del USGS, está disponible de manera gratuita (<<https://espa.cr.usgs.gov/>>). De dicho portal se han obtenido todas las imágenes disponibles en el período seleccionado (*path/row-231/66*), no considerando las imágenes totalmente cubiertas por nubes.

Por otro lado, se cuenta con la disponibilidad de la serie temporal de imágenes de reflectividad a nivel superficial de la colección VI de MODIS (MOD09GQ y MOD09GA) (Vermote and Wolfe, 2015b, 2015c). El primero

proporciona informaciones con mayor resolución espacial (250 m), pero restringida a las bandas espectrales del rojo y NIR. Del segundo producto (MOD09GA) se ha utilizado la banda espectral del SWIR, disponible en una resolución espacial de 500 m. Ambos productos se adquieren de forma gratuita a través del portal *Land Processes Distributed Active Archive Center* (LP DAAC) de la NASA (<<https://e4ftl01.cr.usgs.gov/MOLT/>>). Aunque se disponga de una resolución espacial inferior a la de los productos Landsat, el ciclo de revisita más exhaustivo de MODIS permite contar con un mayor número de registros libres de perturbaciones atmosféricas. Estas imágenes se han utilizado, a través del fusinado de imágenes (ver 'subsección 6.3.1b'), con la finalidad de superar los problemas de falta de continuidad de las imágenes Landsat.

Por último, se ha utilizado el producto *Landsat Tree Cover Continuous Field* (Sexton et al., 2013) para estimar el porcentaje de CVA. Este producto es gratuito y está disponible en el portal de la Universidad de Maryland (<<http://glcf.umd.edu/data/landsatTreecover/>>). Precisamente, se hace uso de las informaciones del año 2010 (condiciones pre-fuego), categorizando las superficies en dos grupos de porcentajes de CVA: baja/media-baja (1-30%); media-alta/alta (>30%).

6.3.1b. Generación de una serie multitemporal mediante el uso de imágenes Landsat y del fusinado de imágenes Landsat-MODIS

Cada año de la serie cuenta con 8 registros multitemporales: una composición para cada mes del período de sequía anual (mayo a octubre); y otras dos composiciones (una anterior y otra posterior al período de sequía), para integrar el final y el principio del período de lluvias. Se utiliza como criterio el último valor de píxel considerado válido (sin influencia de perturbaciones atmosféricas) para cada composición mensual. Para los otros dos registros (fuera del período de sequía) la composición aplica el mismo criterio, pero considera todos los píxeles válidos en un período superior a un mes (enero a marzo para las composiciones del final del período de lluvias y noviembre y diciembre para la composición del inicio del período de lluvias).

El procesamiento se inició con la comprobación de la calidad de los datos disponibles de la serie Landsat. Utilizando la banda de calidad de cada imagen, se ha aplicado una máscara de '*nodatas*' a todos los píxeles

afectados por perturbaciones atmosféricas (nubes, sombras de nubes y altos índices de efectos aerosoles). También se han aplicado máscaras adicionales a partir de la interpretación visual de la serie, en las circunstancias en las que las máscaras automáticas no permitían detectar todos los píxeles afectados por alguna perturbación.

A continuación, se detectan las composiciones de la serie Landsat con perturbaciones atmosféricas y se aplica el método de fusión FSDAF (Zhu et al., 2016) para generar una serie multitemporal continua. Dado un par de imágenes Landsat-MODIS adquiridos en t_0 (par predictor) y una imagen MODIS adquirida en t_k (fecha simulada), FSDAF simula los valores de la imagen en t_k con la resolución espacial de Landsat. En comparación a sus antecesores, el *Spatial and Temporal Adaptive Reflectance Fusion Model* (STARFM) (Gao et al., 2006) y el *Enhanced Spatial and Temporal Adaptive Reflectance Fusion Model* (ESTARFM) (Zhu et al., 2010), FSDAF está diseñado para situaciones con cambios abruptos y progresivos de uso y cubierta del suelo entre las imágenes relacionadas, incorporando ideas de STARFM, interpolación espacial y métodos de fusión de desmezclado espacial (Zhu et al., 2016).

El fusiónado se ha aplicado tanto para cumplimentar la serie temporal, como para cubrir los *gaps* de las composiciones incompletas. La aplicación se ha realizado banda a banda, centrándose en tres bandas espectrales. En Landsat TM y ETM+ esas bandas están situadas en los canales 3 (rojo), 4 (NIR) y 7 (SWIR₂), mientras que en Landsat OLI se refieren a los canales 4 (rojo), 5 (NIR), y 7 (SWIR₂). La correspondencia con MODIS son las bandas 1 y 2 del producto MOD09GQ V009 (bandas del rojo y NIR, respectivamente) y la banda 7 (SWIR₂) del producto MOD09GA V006. Especificaciones sobre la serie temporal final generada (contrastando datos de Landsat y derivados del fusiónado Landsat-MODIS) se observan en el Apéndice 6A (Figura 6A.1).

6.3.1c. Evaluación de las respuestas de la vegetación al fuego mediante índices espectrales

Utilizando la serie temporal completa generada en la etapa anterior, se seleccionaron dos índices espectrales para el análisis de las respuestas de la vegetación al fuego: *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) (Eq. 6.1) y el *Normalized Burn Ratio* (NBR) (Eq. 6.2):

$$\text{NDVI} = \frac{\text{NIR}-\text{Red}}{\text{NIR}+\text{Red}} \quad (\text{Eq. 6.1})$$

$$\text{NBR} = \frac{\text{NIR}-\text{SWIR}_2}{\text{NIR}+\text{SWIR}_2} \quad (\text{Eq. 6.2})$$

Ambos índices varían entre -1 y 1, siendo el NDVI un referente para estimar el vigor vegetal de la vegetación (Pettorelli et al., 2005) al relacionar las bandas del NIR y rojo (Rouse et al., 1974; Tucker, 1979). Mientras, el NBR es un índice habitualmente utilizado para la estimación de los efectos del fuego, utilizando en su computo las bandas del SWIR y NIR (Key and Benson, 2006).

El análisis se realiza mediante muestreos de píxeles pertenecientes a tres grupos: (i) áreas quemadas en 2010; (ii) áreas quemadas en 2010 y 2014; (iii) áreas quemadas en 2010 y 2016. Adicionalmente, se han considerado subgrupos de acuerdo con distinto porcentaje de CVA (baja/media-baja vs. media-alta/alta), conforme las dos clases descritas en la 'subsección 6.3.1a'. Especificaciones sobre los grupos de análisis y sus respectivos estratos de muestra están descritas en el Apéndice 6A (Figura 6A.2).

De acuerdo con estos grupos y subgrupos, se obtienen los valores medios de cada registro de la serie temporal, permitiendo el contraste gráfico de las trayectorias resultantes. Esta comparación cuali-cuantitativa ha posibilitado el análisis del proceso de regeneración vegetal post-fuego, verificando el tiempo transcurrido para que se obtengan los índices de vigor vegetal previos al incendio.

6.3.2. Obtención y análisis de datos mediante trabajo de campo

La información obtenida *in situ* se corresponde con una campaña de campo realizada entre los días 15 y 24 de septiembre de 2016, con el equipo de gestión del CANP y su brigada de incendios. Se definieron un total de 20 parcelas de 15 x 15 m (12 sobre áreas con predominio de Cobertura Vegetal Herbácea – CVH; y 8 en áreas de predominio de Cobertura Vegetal Arbórea – CVA) (Figura 6.1c), afectadas por el fuego por última vez en distintos momentos. Estas actividades han sido autorizadas por el Sistema de Autorización e Información en Biodiversidad (SISBIO) del Ministerio del Medio Ambiente con el registro número 55012-1.

Para las áreas de predominio de cobertura vegetal herbácea (formaciones de '*campo limpo/sujo*') se ha aplicado una ficha de campo (Apéndice 6B) en las que se recoge la altura de la vegetación, la fracción de cubierta vegetal (FCV) en relación a áreas de suelo desnudo, la presencia/ausencia de ceniza negra o blanca, entre otros datos. También se han realizado descripciones genéricas respecto a la presencia/ausencia de determinadas especies vegetales y la estimación de material combustible fino, mediante la recolección de la biomasa fina (igual o inferior a 6 mm) en *plots* de 25 x 25 cm representativos de la cada parcela. Este material ha sido separado en dos bolsas distintas, una incluyendo la biomasa verde y otra la biomasa seca. El material recolectado se ha secado en una estufa a 70°C durante 72 horas. Después se ha vuelto a pesar para obtener las siguientes variables: total de biomasa fina verde; total de biomasa fina seca; total de biomasa fina (sumatorio de los dos anteriores). Esta metodología se utiliza habitualmente en la estimación de material combustible fino de áreas con predominio de vegetación herbácea, siendo aplicada de manera similar en áreas *core* del *Cerrado* brasileño (Schmidt et al., 2018).

Para las parcelas de CVA (situadas en áreas de vegetación de ribera) se ha medido la altura de los distintos estratos de vegetación existentes, la identificación de marcas de la altura de las llamas y se ha estimado la presencia de hojarasca en la parcela (ficha de campo disponible en el Apéndice 6C). También se cuantificó la Fracción de Radiación Fotosintéticamente Activa (FPAR) a nivel superficial, bajo las copas del arbolado, utilizando un ceptómetro, modelo *Apogee MQ-306*. Este equipo dispone de sensores capaces de medir la energía electromagnética entre 400 y 700 nm, regiones sensibles a la actividad fotosintética de las plantas. Esta estimación consistió en medir, fuera de la masa arbórea y a la altura de la cintura del operador, la energía incidente sobre el sensor (PAR_{above}) para, posteriormente, realizar una nueva medición bajo las copas (PAR_{below}). El cociente entre el PAR_{below} y PAR_{above} permite estimar la el FPAR, es decir la cantidad de radiación interceptada por la masa vegetal.

En ambos tipos de parcela, también se recogieron muestras de suelo a nivel superficial (~10 cm). Estas muestras se analizaron (materia orgánica y macronutrientes) en el Laboratorio de Suelos de la Empresa Brasileña de Investigaciones Agro-pecuarias (Embrapa Suelos – Porto Velho).

6.4. Resultados y discusión

6.4.1. Análisis multitemporal de las respuestas de la vegetación al fuego utilizando índices espectrales

La visualización de la serie temporal (2009-2016) de los índices espectrales generados – NDVI (Figura 6.2) y NBR (Figura 6.3) – permite analizar el comportamiento de la vegetación en relación a la incidencia del fuego, contrastando las trayectorias de píxeles afectados por el fuego solo en 2010, así como las trayectorias en las que se registran incendios en 2010 y 2014, y en 2010 y 2016.

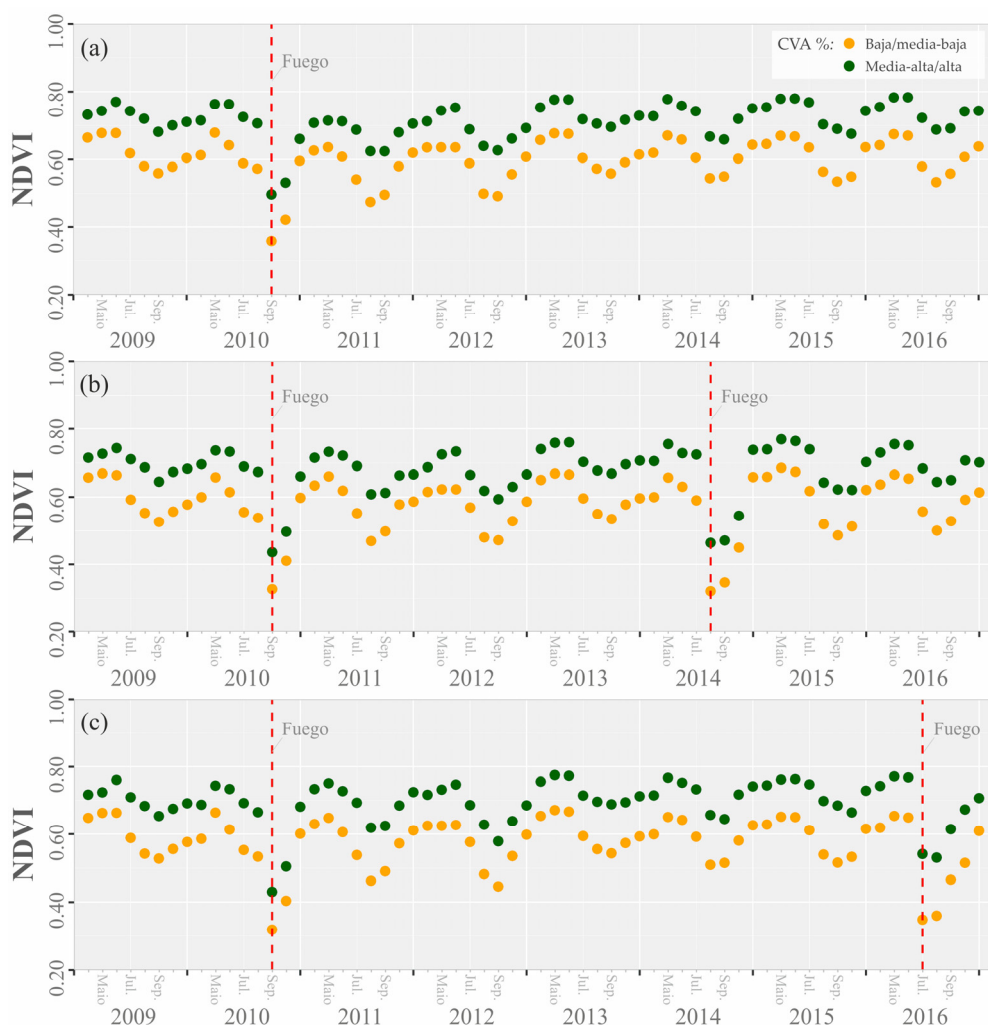


Figura 6.2. Trayectorias de valores medios del índice espectral NDVI: (a) quemado solo en 2010; (b) quemado en 2010 y 2014; (c) quemado en 2010 y 2016.

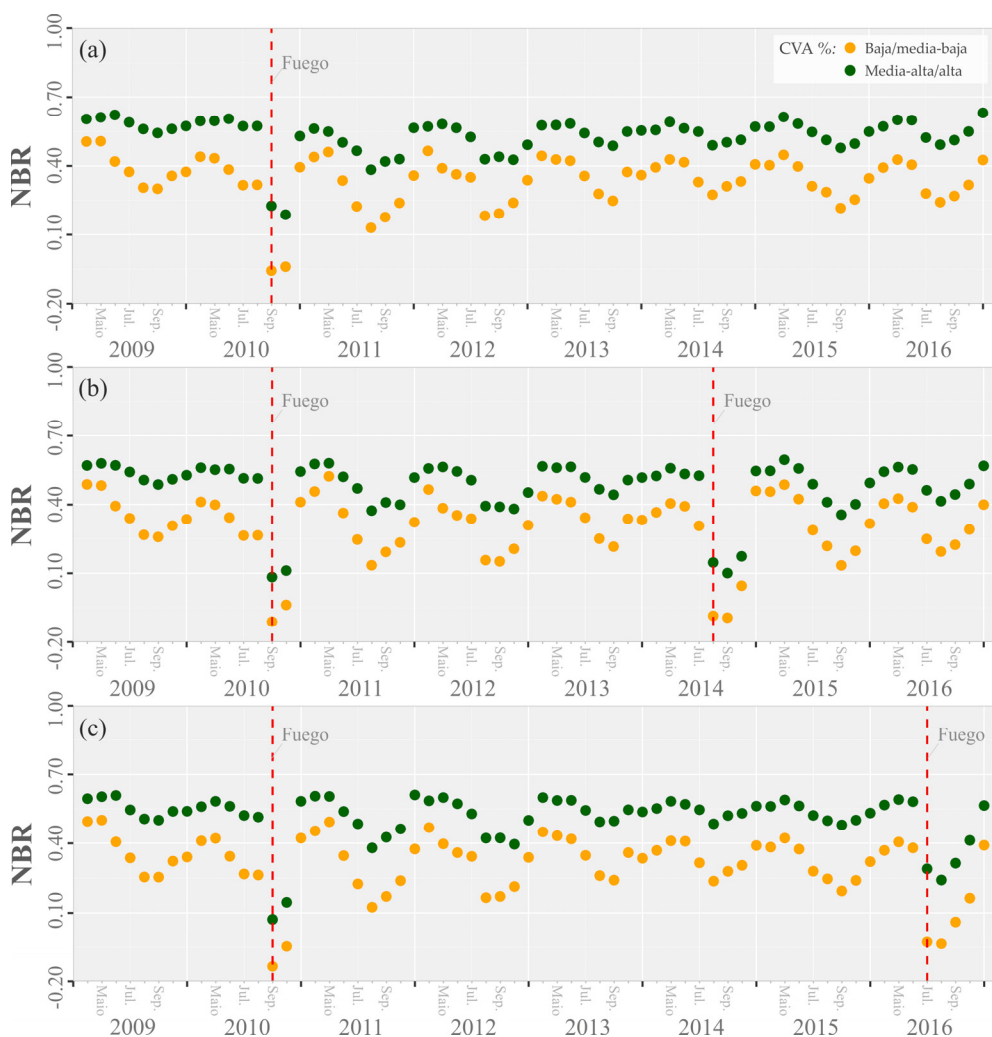


Figura 6.3. Trayectorias de valores medios del índice espectral NBR: (a) quemado solo en 2010; (b) quemado en 2010 y 2014; (c) quemado en 2010 y 2016.

Las trayectorias en 2009 representan el comportamiento fenológico intra-anual de las formaciones vegetales predominantes en el área, marcado por un ascenso inicial del vigor vegetal, situando entre los meses de mayo y junio sus valores medios más altos (inicio de la temporada de sequía). Estos valores dan paso a un descenso gradual durante el período de sequía, alcanzando los valores mínimos entre los meses de agosto y septiembre. El regreso de la lluvia durante el mes de octubre da lugar a un nuevo ciclo, con un aumento gradual del vigor vegetal.

Para una mejor interpretación de los efectos de los incendios observados en cada gráfico, se toma como referencia la serie NDVI de los píxeles quemados solo en 2010 (Figura 6.2_a). En el año 2010, los picos máximos de NDVI (anteriores a la quema) son de 0.678 y 0.763 para las clases de CVA baja/media-baja y media-alta/alta, respectivamente. En respuesta al incendio de septiembre de 2010, los valores medios de ese índice sufren un descenso abrupto, alcanzando 0.358 para las áreas de mayor porcentaje de CVA. Eso supone pérdidas del 35.97% y del 26.94% de vigor vegetal en las clases de menor a mayor predominio de CVA, respectivamente, en comparación a los valores observados en septiembre de 2009.

En los dos años siguientes al incendio (2011 y 2012), los meses iniciales de cada trayectoria (mayo y junio) representan valores similares a las condiciones pre-fuego de 2009. Sin embargo, el efecto extensivo de la incidencia del fuego se observa en el transcurso del período de sequía, donde se registra una disminución más acentuada de los valores de NDVI. Mientras que los valores mínimos medios de NDVI de la trayectoria de 2009 son de 0.559 (CVA menor) y de 0.681 (CVA mayor), en 2011 y 2012 esos valores alcanzan 0.475 y 0.492 para la clase de mayor CVA. En esta agrupación de píxeles afectados por el fuego únicamente en 2010, las trayectorias de NDVI de los años siguientes (2013 a 2016) se asemejan a las presentadas en las variaciones de 2009, indicando una recuperación de los niveles de vigor vegetal observados en las condiciones pre-fuego en el tercer año tras el incendio.

Estos efectos del fuego observados en los dos años siguientes al incendio también se manifiestan en las trayectorias de NDVI y NBR de los píxeles quemados en 2010 y 2014 (Figura 6.2_b y Figura 6.3_b) o 2010 y 2016 (Figura 6.2_c y Figura 6.3_c). Más concretamente, se observa que el incendio de 2010 repercute en el post-fuego inmediato y en la disminución más acentuada de los valores medios de 2011 y 2012, representando trayectorias similares al pre-fuego en el año 2013 (Figura 6.2_b y Figura 6.3_b), y en los años 2013, 2014 y 2015 (Figura 6.2_c y Figura 6.3_c).

La estimación de las pérdidas de vigor vegetal asociadas a los incendios es más evidente cuando se comparan los valores del año 2014 de los píxeles afectados por el fuego en 2010 y 2014 (Figura 6.2_b y Figura 6.3_b), con las trayectorias de este mismo año de las demás agrupaciones de píxeles (afectados solo en 2010 o en 2010 y 2016). Tomando como referencia los valores medios de NBR de CVA baja/media-baja, la trayectoria de 2014 afectada por el fuego

presenta valores máximos y mínimos de 0.405 y -0.094, que contrastan con los valores máximos y mínimos observados por la agrupación de píxeles quemados solo en 2010, de 0.427 y 0.274. Se constata así que, mientras el descenso fenológico representa una disminución del 35.97% de sus valores en relación a su pico máximo anual, la quema genera un descenso del 87.27% mayor que este. Para las áreas de CVA media-alta/alta ese descenso es un 68.56% mayor que el experimentado en la variación fenológica, como resultado de la acción del fuego sobre el área.

A pesar de que ambos índices espectrales (NDVI e NBR) representen trayectorias similares en relación a la caracterización de la variación fenológica y de las respuestas de la vegetación al fuego, es posible especificar ciertas diferencias. Una de ellas se relaciona con la observación de las trayectorias de CVA baja/media-baja, donde los valores de NBR disminuyen de forma más acentuada que los de NDVI en lo referente a variación fenológica durante el período de sequía. Se confirma también que las respuestas del índice NBR en los efectos inmediatos y extensivos al incendio son de mayor amplitud que las variaciones presentadas por el índice NDVI, en ambas clases de CVA. Eso sucede por las características propias de cada índice, siendo el NBR el que incorpora en su fórmula informaciones espectrales más sensibles a la señal del suelo (banda del SWIR), en sustitución a la banda espectral del rojo utilizada en NDVI. En ambos casos (variación fenológica y efectos del fuego), la sensibilidad del NDVI es menor que la del NBR por la mayor influencia de la señal de superficies de suelos desnudos en la mezcla espectral de estos píxeles.

Registrar las diferencias entre los picos anuales de ascenso y descenso de los valores medios de NDVI y NBR (Tabla 6.1) ayuda a la interpretación de los efectos del fuego en la vegetación observados en el análisis gráfico. En esta tabla, se reagrupan los datos de acuerdo al tiempo en relación con los incendios: pre-fuego (año 2009); año con incendio (píxeles quemados en 2010, 2014 y 2016); 1 año posterior al incendio (2011 y los píxeles de 2015 afectados por el fuego en 2014); 2 años posteriores al incendio (2012 y los píxeles de 2016 afectados por el fuego en 2014); 3 años sin incendio (2013); 4 o más años sin incendio (píxeles de 2014, 2015 y 2016 no afectados por el fuego en 2014 y en 2016).

Tabla 6.1. Medidas asociadas a las trayectorias anuales de valores medios de NDVI y NBR, agrupadas de acuerdo a la distancia temporal al incendio y la clase de CVA. Se representan los valores máximos y mínimos de las trayectorias de agrupaciones anuales (MAX/MIN), y la diferencia entre ambos (DIF = MAX-MIN).

CVA	Índice	Medida	Año pre-fuego	Año del incendio	+ 1 año	+ 2 años	+ 3 años	+ 4 o más años
Baja/media-baja (1-30%)	NDVI	MAX	0.670	0.662	0.657	0.628	0.672	0.660
		MIN	0.538	0.335	0.473	0.470	0.545	0.526
		DIF	0.132	0.328	0.184	0.158	0.127	0.134
	NBR	MAX	0.486	0.428	0.491	0.466	0.453	0.427
		MIN	0.271	-0.087	0.131	0.166	0.235	0.230
		DIF	0.215	0.514	0.360	0.300	0.218	0.197
Alta/media-alta (>30%)	NDVI	MAX	0.758	0.754	0.742	0.744	0.771	0.772
		MIN	0.660	0.472	0.618	0.600	0.684	0.660
		DIF	0.098	0.282	0.124	0.145	0.087	0.111
	NBR	MAX	0.603	0.579	0.588	0.581	0.583	0.594
		MIN	0.510	0.137	0.373	0.401	0.474	0.483
		DIF	0.093	0.442	0.215	0.181	0.109	0.111

El análisis de la Tabla 6.1 confirma el análisis gráfico, resumiendo tres aspectos: (i) en el año del incendio se registra un descenso abrupto de los valores de NDVI y NBR; (ii) dos años posteriores al incendio esos efectos son ya bastante reducidos, pero todavía son diferentes al registro pre-fuego; (iii) en el tercer año tras el incendio los valores medios de NDVI y NBR ya se asemejan mucho a los observados en la trayectoria pre-fuego, y continúan similares a los registros de 4 o 5 años posteriores al fuego.

6.4.2. Evaluación mediante variables obtenidas con trabajo de campo

6.4.2a. Análisis de las áreas de predominio de vegetación herbácea

La descripción de los datos obtenidos en campo permite contrastar el comportamiento de la vegetación afectada por el fuego recientemente (2 meses posteriores al fuego) con áreas que se habían quemado por última vez en 2014 (2 años posteriores al fuego) y 2010 (6 años posteriores al fuego) (Figura 6.4).

Tratándose de parcelas con predominio de CV herbácea, el primer dato que llama la atención se refiere a la estimación de la FCV en relación a los suelos desnudos (Figura 6.4_a). Las áreas recientemente afectadas por el fuego presentan los valores menores (media situada ~40%), contrastando con los porcentajes de las áreas afectadas por el fuego hace dos años (~63%) y hace seis años (siempre superiores al 70%). Por otra parte, la variable altura de la vegetación (Figura 6.4_b) presenta diferencias menos acentuadas entre los tres grupos, más visibles en la comparación entre áreas recientemente afectadas por el fuego (media de altura

de 0.19 m), y las medias de las áreas afectadas por el fuego por última vez en 2014 y 2010 (0.29 m y 0.27 m, respectivamente).

Las mediciones derivadas de la recolección de material combustible fino permiten describir aspectos asociados a la cantidad y proporción de biomasa seca, verde y total acumuladas tras un incendio. Se observa que, en los 2 meses posteriores al paso del fuego, la biomasa fina total (Figura 6.4c) registra una media de 0.280 kg/m², con una desviación estándar de 0.04, lo que representa un total del 29.7% inferior al registrado en las parcelas quemadas por última vez dos años antes del trabajo de campo (0.398 kg/m²). La acumulación de biomasa total es ligeramente superior en las áreas afectadas por el fuego por última vez 6 años antes de la recolección, con una media de 0.449 kg/m².

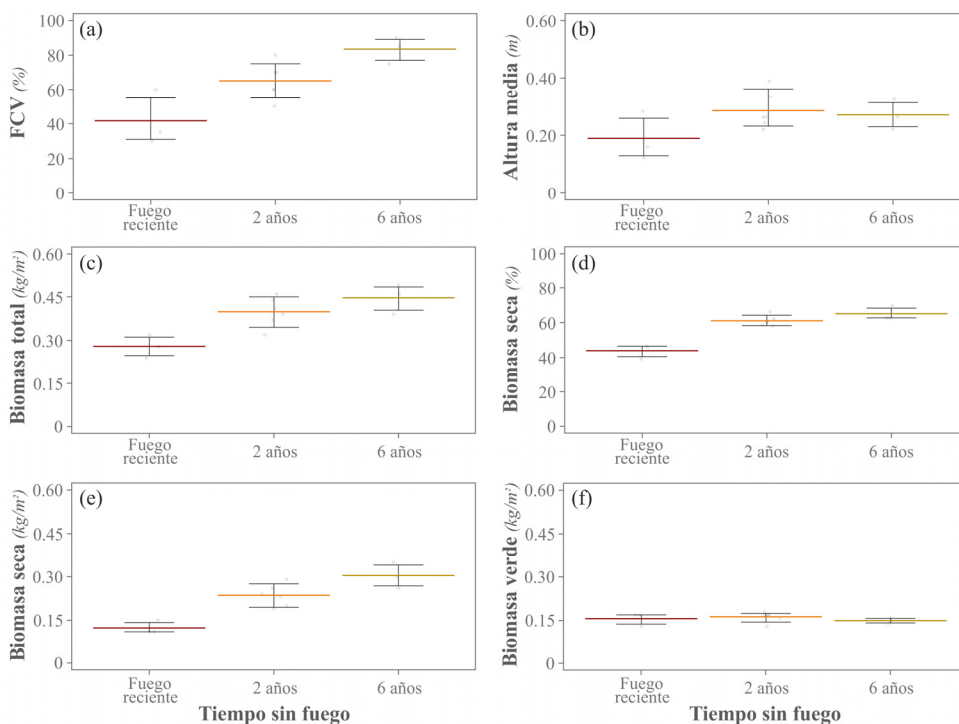


Figura 6.4. Comportamiento de variables obtenidas en el campo en parcelas de CV predominantemente herbácea agrupadas por tiempo sin fuego (último incendio en 2016, 2014 o 2010). La barra horizontal principal representa la media de cada grupo, mientras que los puntos sitúan valores concretos de cada medida realizada; las demás barras señalan posiciones inter-cuartiles.

Otra observación importante se encuentra en las diferencias de composición de esta biomasa final total entre los grupos analizados. Los subtotales de biomasa seca y verde (Figura 6.4_e e Figura 6.4_f) demuestran que la mayor proporción de biomasa total de las áreas con mayor tiempo sin fuego está vinculada a una mayor acumulación de biomasa seca. Mientras que los valores medios de biomasa verde se sitúan en $\sim 0.150 \text{ kg/m}^2$ en los tres grupos, el total de biomasa seca representa una media de 0.123 kg/m^2 en las áreas recientemente afectadas por el fuego y de 0.235 y 0.303 kg/m^2 en las parcelas incendiadas hace 2 y 6 años, respectivamente. El porcentaje de biomasa seca en relación al total (Figura 6.4_d) demuestra este contraste con mayor precisión, mostrando los efectos del fuego en la disminución de la acumulación de material seco. La Figura 6.5 muestra una parcela de cada grupo analizado, contribuyendo visualmente a la identificación de las diferencias entre los grupos.

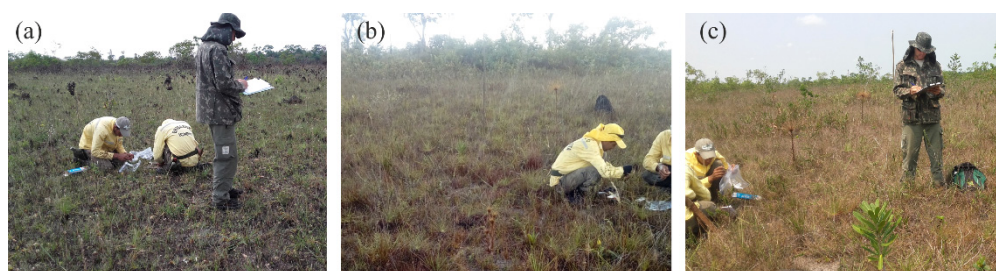


Figura 6.5. Parcelas de CV predominantemente herbácea afectadas por el fuego: a) fuego reciente (2 meses antes); b) 2 años antes (incendio de 2014); c) 6 años antes (incendio de 2010). *Fuente:* Archivo de fotografías del CANP, septiembre de 2016.

6.4.2b. Análisis de las áreas de predominio de cobertura vegetal arbórea

Las variables recogidas en las áreas de predominio de cobertura vegetal arbórea (Tabla 6.2) permiten conocer ciertos parámetros asociados a los efectos del fuego (Figura 6.6).

En las áreas afectadas por el incendio reciente (Figura 6.6_a) se observa un cambio abrupto entre el estrato herbáceo y el inicio de la densificación de la vegetación de ribera. En las demás áreas (Figura 6.6_b y 6.6_c), quemadas hace 2 y 6 años, respectivamente, se observa un contacto más gradual, debido a la presencia de arbustos y árboles pequeños, que se asocian a etapas más avanzadas del proceso de regeneración vegetal post-fuego.



Figura 6.6. Plano general de áreas de vegetación de ribera donde se sitúan parcelas afectadas por el fuego: a) fuego reciente (2 meses antes); b) 2 años antes (incendio de 2014); c) 6 años antes (incendio de 2010). *Fuente:* Archivo de fotografías del CANP, septiembre de 2016.

Las parcelas situadas en áreas de vegetación de ribera presentan medias superiores a 30 individuos arbóreos en las tres clases de parcela, con alturas medias del estrato superior arbóreo entre 14.5-17.5 m y diámetros a la altura del pecho (DAP) entre 0.13-0.16 m. La altura media de marcas del fuego fue superior en las parcelas recientemente afectadas por el fuego (7.5 m frente a 4.0 y 4.8 m en los otros grupos), influenciada por el hecho de que los efectos del fuego recientes son más fácilmente perceptibles. En lo referente al recubrimiento de hojarasca, las áreas recientemente quemadas muestran señales de consumo parcial (media de 22.5%), mientras que las parcelas con mayor tiempo sin fuego muestran un estrato de hojarasca más desarrollado (ambos grupos con ~80% de recubrimiento).

Tabla 6.2. Valores medios de las variables obtenidas en parcelas de predominio de cobertura vegetal arbórea, subdivididas por el tiempo sin fuego (fuego reciente, último incendio hace 2 o 6 años).

Variable	Fuego reciente	2 años antes	6 años antes
Altura estimada del estrato arbóreo superior (m)	14.5	17.5	15.3
Número de individuos de porte arbóreo	31	38	36
Diámetro a la altura del pecho (DAP) (m)	0.13	0.16	0.14
Altura de las marcas del fuego (tronco, copa...) (m)	7.5	4.0	4.8
Estimación de hojarasca (%)	22.5	78.3	82.5
FPAR (%)	62.1	81.2	86.5

Diferencias destacables también se observan en los valores medios de FPAR, donde las porciones de actividad fotosintéticamente activa absorbida son inferiores en las parcelas de vegetación afectadas recientemente por el fuego (62.1%), en comparación con las parcelas incendiadas por última vez hace 2 años (81.2%) y hace 6 años (86.5%). El paso reciente del fuego refleja un consumo parcial de la vegetación de estas parcelas (principalmente de sus estratos menores e intermedios), lo que explica una menor interceptación de la radiación en este grupo de parcelas. En contrapartida, las parcelas afectadas por el fuego hace más tiempo (2 o 6 años) muestran señales de regeneración de estos estratos intermedios, lo que influye directamente en un mayor porcentaje de FPAR.

En resumen, en las parcelas con mayor porcentaje de CVA los efectos más significativos del fuego se recogen en las áreas recientemente quemadas, mientras que en las áreas incendiadas hace 2 o 6 años presentan claros indicios del avance del proceso de regeneración vegetal.

6.4.2c. Breves avances en la sucesión ecológica y en los impactos del fuego en el suelo superficial

La observación de las parcelas permite señalar algunos aspectos asociados a la sucesión ecológica de especies vegetales en las áreas de predominio de CV herbácea. Se identificó un papel predominante de *Bulbostylis paradoxa* (Spreng.) Lindm. en todos los puntos de muestreo, incluyendo áreas quemadas recientemente y áreas sin incendios en los últimos 2 o 6 años. El predominio de *B. paradoxa* es el esperado, puesto que esta especie de *Bulbostylis* representa un alto potencial adaptativo para las áreas que sufren períodos de sequía prolongados (Munhoz and Felfili, 2006), como es el caso de las áreas analizadas. La densa camada de bases foliares dispuestas a lo largo del tallo permite a esta especie resistir al fuego, representando así, una característica adaptativa importante a ambientes sujetos al fuego periódico (Rodríguez, 2014).

Las parcelas en las que se han transcurrido dos años sin incendios (afectadas por el fuego en 2010 y 2014) representan un número mayor de especies en comparación con los demás grupos de parcelas, observando la presencia de *B. paradoxa*, *Davilla nitida* (Vahl) Kubitzki, *Paepalanthus chiquitensis* Herzog, Cyperaceae sp., Poaceae sp. 1, Poaceae sp. 2, *Hymatanthus semilunatus* Markgr.

y Melastomataceae sp. Por otro lado, en las parcelas de fuego reciente (quemadas en 2010 y 2016) el número de especies identificadas disminuye considerablemente, estando esta reducción asociada probablemente a los efectos de la acción del fuego reciente sobre especies perennes, como *D. nítida* y *H. semilunatus*, que necesitan más tiempo para reestablecerse. Las parcelas situadas en áreas con 6 años sin fuego (último incendio en 2010) presentan un número mayor de especies que las parcelas recientemente quemadas, pero inferior a lo observado en las parcelas afectadas en 2010 y 2014. En este grupo de parcelas de la muestra (6 años sin fuego), se observa la presencia de *B. paradoxa*, *P. chiquitensis*, Poaceae sp. 1, *H. obavatus*, *H. semilunatus* y Melastomataceae sp.

En lo referente a la observación de posibles impactos del fuego en las características del suelo superficial, los resultados analíticos (Tabla 6.3) permiten comparar las características de cada grupo analizado. Niveles muy bajos de pH se recogen en todos los grupos (valores siempre inferiores y próximos a 5.0), que indican un alto grado de acidez de los suelos del área. Los contenidos de macronutrientes también indican que se trata en general de suelos poco fértiles, destacando los bajos valores de fósforo y de calcio.

Tabla 6.3. Resultados analíticos de las muestras de suelo superficial (materia orgánica y macronutrientes) en los distintos grupos y subgrupos analizados.

Grupo	Subgrupos	pH en agua	MO (g kg ⁻¹)	P (mg dm ⁻³)	K (cmol _c dm ⁻³)	Ca (cmol _c dm ⁻³)	Mg (cmol _c dm ⁻³)	H+Al (cmol _c dm ⁻³)	Al (cmol _c dm ⁻³)
CV herbácea	Fuego reciente	4.95	12.20	1.5	0.06	0.06	0.07	4.50	1.01
	2 años sin incendio	4.75	16.25	1.0	0.06	0.06	0.07	4.95	1.06
	6 años sin incendio	4.90	16.80	2.0	0.04	0.06	0.07	6.40	1.49
CV arbórea	Fuego reciente	4.80	29.30	1.0	0.27	0.08	0.28	10.70	2.34
	2 años sin incendio	4.80	56.90	1.0	0.08	0.12	0.10	13.50	2.87
	6 años sin incendio	4.90	88.10	1.0	0.11	0.08	0.15	17.20	3.22

El grupo de suelos de áreas de CV predominantemente herbácea contiene bajos contenidos de materia orgánica (MO) (siempre inferiores a 17.0 g kg⁻¹), con una ligera variación entre las áreas recientemente afectadas por el fuego (~12.0 g kg⁻¹) y los subgrupos con mayor tiempo sin fuego (~16.0 g kg⁻¹).

En las parcelas de CV predominantemente arbórea, los subtotales de MO son más altos (entre 29.30 y 88.10 g kg⁻¹) y, como en el grupo de CV herbácea, los valores más bajos ser recogen en el subgrupo “Fuego reciente”, debido a la mayor evidencia de los efectos del fuego.

6.5. Consideraciones finales y futuras líneas de trabajo

El presente artículo ha analizado las respuestas al fuego de formaciones vegetales localizadas en áreas del enclave de sabana tropical del CANP mediante series temporales de teledetección y datos derivados de trabajo de campo. Se comprueba que las series multitemporales de ambos índices espectrales (NDVI y NBR) son sensibles a los efectos de los incendios, destacando los abruptos descensos observados en el post-fuego inmediato. El análisis de las trayectorias multitemporales permite también inferir que en los dos años posteriores al incendio los efectos sobre la vegetación son bastante reducidos, aunque todavía perceptibles, siendo a partir del tercer año cuando las trayectorias vuelven a asemejarse al comportamiento fenológico de las condiciones pre-fuego.

Estas observaciones resaltan la alta resiliencia de las formaciones vegetales del *Cerrado* (Figueira et al., 2016; Gignoux et al., 1997), coincidiendo con los datos registrados en campo. En las áreas de CV predominantemente herbácea se observan un menor recubrimiento vegetal en las parcelas recientemente afectadas por el fuego, contrastando con los mayores valores que encontramos en las parcelas en las que ha transcurrido más tiempo sin fuego. En estas últimas también destaca una mayor acumulación de biomasa seca, lo que se traduce en un incremento considerable de la carga de combustible y, en consecuencia, del peligro de nuevos incendios. Estos resultados se asemejan a los descritos en áreas también de sabana correspondientes al “Parque Nacional de la Sierra de la Canastra” (Batista et al., 2018), donde se compara el total de biomasa y la fracción de cubierta vegetal en zonas afectadas por el fuego en diferentes momentos.

En las parcelas con mayor densidad de CV arbórea, los resultados más destacados se relacionan con la menor FPAR y cantidad de hojarasca registrada en las parcelas de fuego reciente. Destaca también que las áreas en las que ha transcurrido más tiempo sin fuego presentan estratos intermedios más desarrollados. En este sentido, cabe destacar que Hoffmann et al. (2009) registraron altas tasas de regeneración vegetal y bajas tasas de mortalidad en áreas de transición de bosques tropicales y vegetación de sabana afectadas por el fuego

en la “Reserva Ecológica del IBGE”, lo que evidencia la resiliencia de las áreas de vegetación de ribera. Sin embargo, se necesitan nuevos estudios para profundizar en el seguimiento de las tasas de mortalidad de los individuos de estas formaciones y los efectos de la frecuencia del fuego.

Es importante indicar que la recogida de variables en campo fue realizada a en una única gran campaña, lo que limita la realización de comparaciones con los productos de teledetección. Estas condiciones también limitan avanzar en interpretaciones más específicas asociadas a mortalidad, al efecto ‘*tree topkill*’ y a la regeneración de individuos arbóreos frente a los incendios. Incluso así, se considera que se han obtenido importantes avances en la interpretación de los efectos de los incendios sobre áreas con distintos patrones de cubierta vegetal, que servirán como base en nuevas campañas de campo.

Por otro lado, también hay que tener en cuenta que los datos de campo derivados de fuego reciente (incendio de 2016) están asociados a un fuego sucedido a finales del mes de julio, mientras que los incendios registrados en 2010 y en 2014 fueron en los meses de agosto y septiembre, respectivamente. A pesar de que el final del mes de julio ya manifieste condiciones de sequía próximas a las observadas en agosto y septiembre, es probable que la intensidad de los incendios de 2010 y 2014 hayan sido superiores a las observadas en 2016. Por este motivo, es también probable que el contraste entre áreas de fuego reciente *versus* áreas de mayor tiempo sin incendios pueda ser incluso mayor que el encontrado en este estudio.

En relación al análisis multitemporal basado en datos de teledetección, destacar que, la fusión de imágenes Landsat-MODIS, ha permitido completar la serie temporal de Landsat, contando así con ocho registros anuales para analizar el período de 2009 a 2016. Sin embargo, se considera que la disponibilidad de nuevos productos de teledetección de mayor resolución espacial y temporal contribuirá positivamente a la generación de series temporales más detalladas y completas. La disponibilidad futura de la serie harmónica derivada de los satélites Landsat e Sentinel 2 (Claverie et al., 2017) se integrará como una alternativa importante para ampliar la capacidad de análisis de los efectos del fuego en estos ambientes.

Otro desafío futuro reside en la optimización del diseño de fichas de campo, para posibilitar la integración de un índice genérico que cuantifique los impactos del fuego sobre los distintos estratos de vegetación. En este sentido, los protocolos

para la estimación de la severidad del fuego, tales como el desarrollados por De Santis y Chuvieco (2009) en ambientes mediterráneos, *Geometrically structured Composite Burn Index* (GeoCBI), podrán ser utilizados de referencia.

A partir del año 2019, se prevé la realización de quemas experimentales en parcelas de 100 x 100 metros sobre las formaciones abiertas de sabana del CANP, que contarán con una monitorización más exhaustiva de variables de campo en conjunto con las informaciones derivadas de teledetección. Los tratamientos que se apliquen a cada parcela incluirán diferentes frecuencias y períodos de quema, permitiendo así obtener informaciones más precisas sobre los efectos del fuego en las formaciones vegetales allí existentes, dando continuidad a los avances iniciales sobre la sucesión de especies vegetales que aquí se presentan. Al mismo tiempo, la monitorización detallada de la variación de biomasa generará informaciones clave para el planteamiento de estrategias más amplias asociadas al plan del manejo del fuego en el CANP.

Agradecimientos

Los autores agradecen a CAPES por la financiación para los estudios de Doctorado Pleno en el exterior al primer autor (proceso n. 9540-130). Se agradece también a todo el equipo de gestión del CANP y, en especial, a su Brigada de Incendios de 2016, por el apoyo y compromiso en el desempeño de las actividades de campo.

Apéndices

Los Apéndices 6A, 6B y 6C, indicados en el texto, están disponibles en las siguientes páginas.

Apéndice 6A. Detalle de la composición y de los grupos de análisis de la serie multitemporal de datos de teledetección.

Figura 6A.1. Origen de la composición de la serie temporal de índices vegetales: datos de Landsat o derivados de la fusión Landsat-MODIS.

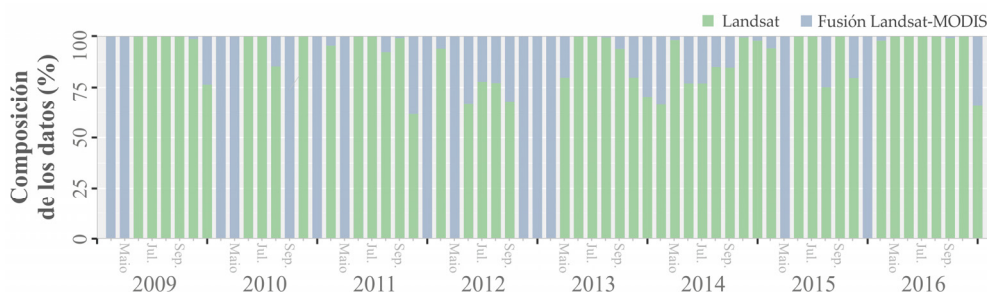
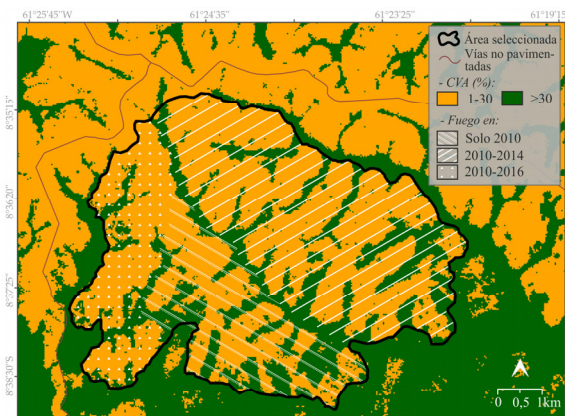


Figura 6A.2. Detalle sobre los grupos de análisis (grupos de CVA y grupos de tiempo sin fuego) y sus respectivos estratos muestrados.



- Subtotales de áreas afectadas por el fuego

Fuego	Total (ha)	Subtotal (ha) CVA 1-30%	Subtotal (ha) CVA >30%
Solo 2010	969.03	587.43	381.60
2010 y 2014	1647.90	1451.07	196.83
2010 y 2016	549.54	499.41	50.13

- Muestras aleatorias (35%) de píxeles por categoría

Fuego	Número de muestras (N)	N - CVA 1-30%	N - CVA >30%
Solo 2010	3786	2284	1484
2010 y 2014	7830	5643	2187
2010 y 2016	2136	1942	194

2. CARACTERÍSTICAS E DIVERSIDADE DE VEGETAÇÃO NA PARCELA

2.1 HERBÁCEAS

Espécie(s) predominante(s) de herbácea(s) (Nº FOTOS): _____

Presença da espécie "sempre-viva"? S () N () Núm. total estimado: _____

Estado de floração: _____

Outros tipos de herbáceas reconhecidos (Nº FOTOS):

2.2. PRESENÇA DE ARBUSTOS

Núm. tot. no interior da parcela: _____ **Altura média estimada:** _____

Tipos de arbustos reconhecidos (Nº FOTOS):

Marcas de fogo? S () N () Altura das marcas/foto nº: _____/_____

2.3. ÁRVORES E ARVORETAS

Núm. Tot. no interior da parcela: _____ **Altura média estimada:** _____

Diâmetro médio estimado _____

Tipos de árvores/arvoretas reconhecidos (Nº FOTOS):

Marcas de fogo? S () N () Altura das marcas/foto nº: _____/_____

3. COLETAS

ID	Nº FOTO	TIPO (solo, biomassa seca, biomassa verde)

4. OBSERVAÇÕES

(verso)

Apêndice 6C. Ficha de campo para las parcelas de predominio de CV arbórea.

FICHA DE CAMPO 2 - PARCELAS DE PREDOMÍNIO DE VEGETAÇÃO CILIAR	
Data: ___/___/___	Horário: _____
Grupo: _____	
Localização/parcela: _____	
ID do ponto de GPS: _____	Declividade: () Baixa/plana () moderada () alta
1. VISÃO GERAL DA PARCELA	
1.1. REGISTROS FOTOGRÁFICOS	
Norte _____	Leste _____
Sul _____	Oeste _____
Vertical 1 _____	Vertical 2 _____
1.2 PAR	
Above _____	Med. 1 _____
Med. 2 _____	Med. 3 _____
Altura aparente das chamas do último fogo (em metros/foto nº): ___/___	
2. AFEIÇÃO AO FOGO POR ESTRATOS	
2.1. SUBSTRATO	
- Serrapilheira: () NE () <5% () 5-25% () 25-50% () 50-75% () 75-100%	
- Cinza negra: () NE () <5% () 5-25% () 25-50% () 50-75% () 75-100%	
- Cinza branca: () NE () <5% () 5-25% () 25-50% () 50-75% () 75-100%	
Nº FOTOS _____	
2.2. HERBÁCEO	
- % de cobertura: () NE () <5% () 5-25% () 25-50% () 50-75% () 75-100%	
- Altura média estimada: _____	
Nº FOTOS _____	
2.3. ARBUSTIVO (até aprox. 5m)	
- % de cobertura: () <5% () 5-25% () 25-50% () 50-75% () 75-100%	
- % de cobertura afetada pelo fogo: _____	
Número de indivíduos estimado: _____	
Altura média estimada: _____	
Nº FOTOS _____	
2.4. ARBÓREO	
% de cobertura: () <5% () 5-25% () 25-50% () 50-75% () 75-100%	
% de cobertura afetada pelo fogo: _____	
Número de indivíduos estimado: _____	
Altura média estimada: _____	
Diâmetro médio estimado: _____	
Nº FOTOS _____	

(frente)

CAPÍTULO 7

Conclusiones y trabajos futuros

7.1. Principales conclusiones

El conjunto de aportaciones y hallazgos derivados de esta tesis doctoral se han obtenido a partir de la generación de series multitemporales derivadas de productos de teledetección (imágenes Landsat y MODIS), para analizar la incidencia del fuego en ambientes de sabana tropical de la Amazonia Meridional brasileña. Concretamente, se ha cartografiado los patrones espacio-temporales relacionados con la incidencia del fuego en estos ecosistemas y se han descrito aspectos relacionados con la respuesta de la vegetación.

Se ha generado una base multitemporal estacional de áreas quemadas (2000-2016) en el mayor enclave de sabana tropical del sur de la Amazonia (enclave de los Campos Amazônicos), cartografiando más de un millón de hectáreas quemadas (prácticamente 2.5 veces el territorio total del área estudiada), lo que pone en evidencia la importancia del fuego en la dinámica de estos paisajes.

En relación con los patrones espacio-temporales se constata la fuerte influencia de la estacionalidad en la distribución intra-anual de las áreas quemadas, muy concentradas durante el período de sequía y, particularmente, durante sus meses centrales y finales, cuando la acumulación de material combustible seco es mayor. En lo que se refiere a la dinámica interanual, se comprueba que la actividad de fuego en determinados años actúa directamente en el control e incluso en la delimitación espacial de los incendios del año siguiente.

Se ha identificado que, proporcionalmente, los incendios durante el período más extremo de sequía afectan más a las superficies de mayor densidad de vegetación leñosa, ocurriendo lo contrario al principio o fuera del período de sequía. Previo al desarrollo de esta tesis, este aspecto había sido descrito de manera experimental mediante quemas controladas. En este sentido, la teledetección no sustituye la necesidad de obtener datos in situ, pero demuestra la utilidad del uso de productos derivados de sensores remotos y su gran potencial en el marco de la comprensión de las relaciones entre incendios y la vegetación en estas áreas.

La base multitemporal generada también ha sido utilizada como referencia para evaluar las últimas generaciones de los productos de área quemada de MODIS en la detección estacional de superficie quemada en ecosistemas de sabana tropical. Se han identificado las nuevas prestaciones del último producto (MCD64A1 v006), asociadas principalmente a la disminución significativa de los errores de omisión, al tiempo que se mantienen los bajos niveles de comisión ya logrados con las versiones anteriores.

Sin embargo, la detección de las áreas quemadas al principio o fuera del período de sequía sigue siendo el mayor desafío de estos productos, a pesar de que la superficie quemada en estos períodos no es espacialmente significativa. En términos generales, el producto MCD64A1 v006 mejora la cartografía de áreas quemadas en ambientes de sabana tropical, lo que sin duda representa un avance en el análisis global de la incidencia del fuego en estos paisajes.

La fusión de imágenes Landsat y MODIS a través del método *Flexible Spatiotemporal Data Fusion* se confirma como una buena alternativa para rellenar lagunas en series multitemporales de media/alta resolución espacial en ambientes de sabana tropical afectados por el fuego. Su aplicación ha hecho posible combinar la mejor resolución espacial de Landsat con el ciclo de revisita más exhaustivo de la serie MODIS, permitiendo la generación de series multitemporales más completas que han facilitado el seguimiento detallado de los efectos del fuego sobre áreas de sabana amazónica.

La combinación de la serie multitemporal Landsat disponible y del uso del fusionado Landsat-MODIS ha permitido generar con éxito una serie de media/alta resolución espacial con ocho composiciones anuales, para el período de 2009-2016, en áreas del enclave de los Campos Amazônicos. El análisis de las trayectorias utilizando índices espectrales, muestra descensos abruptos de sus valores en respuesta a la acción del fuego. Estos efectos son perceptibles en las trayectorias durante los dos años siguientes al fuego; a partir del tercer año, los valores de los índices se asemejan a las condiciones pre-fuego. Estos resultados han sido verificados con datos de campo, a partir de los cuales también se ha podido cuantificar una mayor acumulación de biomasa seca en aquellas parcelas en las que ha transcurrido más tiempo sin ser afectadas por el fuego.

En definitiva, en el contexto de las series multitemporales de productos de teledetección de media/alta resolución espacial, se han aplicado metodologías y generado información que han permitido avanzar en el seguimiento de la incidencia del fuego en ambientes de sabana tropical de la Amazonia Meridional. Los resultados refuerzan, espacial y estadísticamente, importantes argumentos respecto a la estacionalidad de los incendios en estos paisajes, así como permiten progresar en la comprensión del proceso de regeneración vegetal post-fuego en estas áreas.

7.2. Perspectivas y futuras líneas de trabajo

A pesar de los avances en cuestiones referentes a la incidencia del fuego en ambientes de sabana tropical de la Amazonia Meridional brasileña, esta tesis ha abierto nuevos interrogantes. ¿Cómo afecta la estacionalidad y la recurrencia en el proceso de regeneración vegetal post-fuego? ¿Qué papel juega la severidad de fuego en los efectos a corto y medio plazo sobre la vegetación y el suelo? ¿Cuáles son las diferencias entre los índices de mortalidad de individuos de porte arbóreo en función de la estacionalidad del fuego? ¿Qué especies herbáceas son perjudicadas/beneficiadas por la acción frecuente e intensa del fuego? ¿Afecta el fuego a los procesos de escorrentía superficial y condiciones edáficas post-incendio y, en consecuencia, al proceso de regeneración vegetal?

Para contribuir a éstas y otras preguntas, nuevas perspectivas emergen a raíz de la disponibilidad de series multitemporales y multiespectrales de productos de teledetección cada vez más extendidas y de mayor calidad. Una de las series con mayor potencial es la familia de satélites Sentinel, vinculada a la Agencia Espacial Europea (ESA), que disminuye significativamente el ciclo de revisita para la obtención de imágenes de media/alta resolución espacial. El uso combinado de las series Landsat y Sentinel, se erige como una alternativa para ampliar la capacidad de análisis de los efectos del fuego sobre estos ambientes. Otro avance destacable se vincula con la serie de satélites derivados del convenio *China-Brasil Earth Resources Satellites* (CBERS), actualmente en operación con el CBERS-4, y con previsión de lanzamiento del satélite CBERS-04A durante el año 2019. Además de los sensores abordo de satélites, cabe destacar la creciente oferta de sensores multiespectrales para vehículos aéreos no tripulados (VANT), que constituyen una alternativa para analizar áreas que sufren períodos de fuertes perturbaciones atmosféricas, como los observados en la Amazonia y en gran parte de las sabanas brasileñas.

A partir del año 2019, se prevé la realización de quemas experimentales en parcelas de una hectárea en áreas del enclave de sabana de los Campos Amazônicos, que contará con un seguimiento más exhaustivo de variables obtenidas *in situ*. La distribución espacial de las parcelas está diseñada para que exista un total acuerdo con la estructura de píxeles de los satélites Sentinel y Landsat, lo que permitirá explorar las relaciones entre los datos obtenidos en campo y los derivados de teledetección. Los tratamientos aplicados a cada parcela incluirán distintas frecuencias y períodos de quema, permitiendo obtener

informaciones precisas sobre los efectos del fuego en las distintas formaciones vegetales allí existentes, dando continuidad a los avances obtenidos en el desarrollo de esta tesis doctoral.

Chapter 7

Conclusions and future work

7.1. Main conclusions

The contributions and findings from this thesis derive from an exploration of the use of multitemporal series of remote sensing products, especially Landsat and MODIS, to analyze the incidence of fire in tropical savanna environments of the Brazilian Southern Amazon. More specifically, procedures were performed to quantify and map spatio-temporal patterns linked to burned areas in this type of environment, as well as to describe aspects related to vegetation responses to fire.

An annual/seasonal multitemporal burned areas database (2000-2016) has been generated for the Campos Amazônicos Savanna Enclave, the largest of its type in southern Amazonia, where more than one million burned hectares (almost 2.5 times the total area of the studied case) have been mapped, which highlights the relevance of understanding the influence of fire on the dynamics of these landscapes.

In terms of spatio-temporal patterns, the strong influence of seasonality on the annual subtotals of burned areas is confirmed, mostly concentrated in the dry season, particularly from the middle to final months when a greater accumulation of dry fuel loads was observed. With regard to the inter-annual dynamics, it was found that areas burned in the previous year often control or even delimit burning in the next year.

It was established that, proportionally, surfaces with a higher density of tree cover during the middle dry season were more significantly fire-affected, compared to the early and out-of-dry season periods. Previously, this type of interpretation had been described only through extensive use of field work in systematic controlled fire experiments. This obviously does not mean that remote sensing analysis replaces the need for systematic on-site data collection, but demonstrates that remote sensing products are very useful and should be explored in detail to understand the relationships between fire and vegetation in these areas.

The multitemporal fire database generated has also been used as a reference to evaluate the accuracy of the latest generations of MODIS burned area products in the annual/seasonal detection of fires over tropical savanna environments. The results validate the higher performance of the MCD64A1 v006 in comparison with its previous versions, presenting a clear improvement in terms of a reduction in omission errors, and maintaining the low levels of commission errors already achieved by previous BA products.

However, detection of early dry season or out-of-dry season burned areas remains the greatest challenge for the evolution of such products, even though these fires do not generally represent very significant annual subtotals. Nevertheless, the advances obtained with the MCD64A1 v006 confirm it as a highly useful tool in mapping the burned area of tropical savanna environments.

The use of Landsat-MODIS image fusion through the Flexible Spatiotemporal Data Fusion method has been confirmed as a good alternative to overcome problems of scant information on medium/high spatial resolution multi-temporal series in tropical savanna environments affected by fire. It enabled the best spatial resolution of Landsat to be combined with the daily revisit cycle of the MODIS series, allowing the generation of multi-temporal series of spectral indices that have facilitated detailed monitoring of burned areas of the Amazonian savanna.

The combination of the available Landsat multi-temporal series with fusion-derived images has been used successfully to generate a spectral indices series of medium/high spatial resolution with eight annual compositions for the period 2009-2016, in selected areas of the Campos Amazônicos Savanna Enclave. The analysis of spectral indices trajectories showed that their values fell abruptly in response to immediate fire-effects. These repercussions remained apparent in the trajectories of the two years following the burning, only becoming similar to phenological variations observed in pre-fire conditions after three years. These findings have been complemented with information obtained through field work, where a greater accumulation of dry fuel loads was quantified in the plots with longer periods without fire, in comparison with the records for recently fire-affected areas.

In summary, a set of methodological procedures has been presented, including the use of multi-temporal remote sensing series in the generation and analysis of medium/high spatial resolution information, providing insights into monitoring fire incidence in tropical savanna environments, and especially Amazonian savannas. The results reinforce, both spatially and statistically, important arguments regarding the seasonality of fires in these areas, as well as allowing progress in understanding the post-fire recovery process.

7.2. Perspectives and future lines of research

Although a number of issues concerning the incidence of fire in the areas studied could be put forward, completion of this thesis has given rise to new questions, which are still unanswered. How does seasonality and recurrence affect the post-fire regeneration process? What role does the severity of fire play in its immediate and extended effects on vegetation and soils? What are the differences between tree mortality rates when comparing fires in different burning periods? Which herbaceous species are harmed/benefited by frequent and intense fire activity? Does the fire affect the processes of surface runoff and post-fire edaphic conditions and, consequently, the process of vegetation regeneration?

To contribute to the answer to these and other questions, new perspectives have emerged with the availability of multi-temporal and multi-spectral series of increasingly better quality remote sensing products. One of the series with the greatest potential is the Sentinel family of satellites, linked to the European Space Agency (ESA), since it significantly reduces the revisit cycle for obtaining medium/high spatial resolution images. The combined use of the Landsat and Sentinel series are integrated to constitute an important alternative in expanding the capacity to analyze the effects of fire on these environments. Another notable advance is verified by the series of satellites derived from the China-Brazil Earth Resources Satellites (CBERS) agreement, currently in operation with the CBERS-4 satellite, and with the launch of the CBERS-04A satellite planned for the year 2019. In addition to the on-board sensors in satellites, it is worth mentioning the growing availability of multispectral sensors for unmanned aerial vehicles (UAV), which provide a special alternative for analyzing areas suffering from periods of severe atmospheric disturbances, such as those observed in the Amazon and a large part of the Brazilian savannas.

As of the year 2019, experimental fires are planned in one hectare plots in areas of the savanna enclave of the Campos Amazônicos National Park, where variables obtained *in situ* will be monitored more exhaustively. Spatial distribution of the plots is being designed to be in total agreement with the pixel structure of the Sentinel and Landsat satellites, which will allow relationships to be explored between the data obtained in the field and that derived from remote sensing. The treatments applied in each plot will include

various fire frequencies and seasonal events, thus enabling precise information to be obtained on the fire-effects on different plant formations found there, giving continuity to the progress achieved in the development of this doctoral thesis.

REFERENCIAS

- Ab'Saber, A.N., 2003. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. Ateliê Editorial, São Paulo.
- Alencar, A., Asner, G.P., Knapp, D., Zarin, D., 2011. Temporal variability of forest fires in eastern Amazonia. **Ecological Applications** 21, 2397–412. doi:10.1890/10-1168.1
- Alencar, A.A., Brando, P.M., Asner, G.P., Putz, F.E., 2015. Landscape fragmentation, severe drought and the new Amazon forest fire regime. **Ecological Applications** 25, 1493–1505. doi:10.1017/CBO9781107415324.004
- Alparone, L., Aiazzi, B., Baronti, S., Garzelli, A., 2015. **Remote Sensing Image Fusion**. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.
- Alvarado, S.T., Fornazari, T., Cóstola, A., Morellato, L.P.C., Silva, T.S.F., 2017. Drivers of fire occurrence in a mountainous Brazilian cerrado savanna: Tracking long-term fire regimes using remote sensing. **Ecological Indicators** 78, 270–281. doi:10.1016/j.ecolind.2017.02.037
- Alves, D.B., Montorio Llovería, R., Pérez-Cabello, F., Vlassova, L., 2016. Fusión de imágenes Terra-MODIS y Landsat-TM/OLI en el contexto del análisis del incendio forestal de Las Hurdes (Cáceres). **GeoFocus** 18, 65–81. doi:10.21138/GF.467
- Alves, D.B., Montorio Llovería, R., Pérez-Cabello, F., Vlassova, L., 2018. Fusing Landsat and MODIS data to retrieve multispectral information from fire-affected areas over tropical savannah environments in the Brazilian Amazon. **International Journal of Remote Sensing** 39, 1–23. doi:10.1080/01431161.2018.1479790
- Alves, D.B., Pérez-Cabello, F., 2017. Multiple remote sensing data sources to assess spatio-temporal patterns of fire incidence over Campos Amazônicos Savanna Vegetation Enclave (Brazilian Amazon). **Science of the Total Environment** 601–602, 142–158. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.05.194
- Andersen, A.N., Cook, G.D., Corbett, L.K., Douglas, M.M., Eager, R.W., Russell-Smith, J., Setterfield, S.A., Williams, R.J., Woinarski, J.C.Z., 2005. Fire frequency and biodiversity conservation in Australian tropical savannas: Implications from the Kapalga fire experiment. **Austral Ecology** 30, 155–167. doi:10.1111/j.1442-9993.2005.01441.x
- Aragão, L.E.O.C., Malhi, Y., Barbier, N., Lima, A., Shimabukuro, Y.E., Anderson, L., Saatchi, S., 2008. Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. **Philosophical transactions of the Royal Society of London Series B: Biological sciences** 363, 1779–85. doi:10.1098/rstb.2007.0026
- Araújo, F.M., Ferreira, L.G., 2015. 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** 36, 94–102. doi:10.1016/j.jag.2014.10.009
- Araújo, F.M., Ferreira, L.G., Arantes, A.E., 2012. Distribution patterns of burned areas in the Brazilian Biomes: an analysis based on satellite data for the 2002–2010 period. **Remote Sensing** 4, 1929–1946. doi:10.3390/rs4071929

- Asner, G.P., 2001. Cloud cover in Landsat observations of the Brazilian Amazon. **International Journal of Remote Sensing** 22, 3855–3862. doi:10.1080/01431160010006926
- Balch, J.K., Brando, P.M., Nepstad, D.C., Coe, M.T., Silvério, D., Massad, T.J., Davidson, E.A., Lefebvre, P., Oliveira-Santos, C., Rocha, W., Cury, R.T.S., Parsons, A., Carvalho, K.S., 2015. The susceptibility of southeastern Amazon forests to fire: insights from a large-scale burn experiment. **Bioscience** 65, 893–905. doi:10.1093/biosci/biv106
- Balch, J.K., Massad, T.J., Brando, P.M., Nepstad, D.C., Curran, L.M., 2013. Effects of high-frequency understorey fires on woody plant regeneration in southeastern Amazonian forests. **Philosophical transactions of the Royal Society of London Series B: Biological sciences** 368, 20120157–20120157. doi:10.1098/rstb.2012.0157
- Bartels, S.F., Chen, H.Y.H., Wulder, M.A., White, J.C., 2016. Trends in post-disturbance recovery rates of Canada's forests following wildfire and harvest. **Forest Ecology and Management** 361, 194–207. doi:10.1016/j.foreco.2015.11.015
- Bastarrika, A., Alvarado, M., Artano, K., Martinez, M.P., Mesanza, A., Torre, L., Ramo, R., Chuvieco, E., 2014. BAMS: a tool for supervised burned area mapping using Landsat data. **Remote Sensing** 6, 12360–12380. doi:10.3390/rs61212360
- Bastarrika, A., Chuvieco, E., Martín, M.P., 2011. Mapping burned areas from Landsat TM/ETM+ data with a two-phase algorithm: Balancing omission and commission errors. **Remote Sensing of Environment** 115, 1003–1012. doi:10.1016/j.rse.2010.12.005
- Batista, E.K.L., Russell-Smith, J., França, H., Figueira, J.E.C., 2018. An evaluation of contemporary savanna fire regimes in the Canastra National Park, Brazil: Outcomes of fire suppression policies. **Journal of Environment Management** 205, 40–49. doi:10.1016/j.jenvman.2017.09.053
- Bond, W.J., Woodward, F.I., Midgley, G.F., 2005. The Global Distribution of Ecosystems in a world without Fire. **New Phytologist** 165, 525–538. doi:10.1111/j.1469-8137.2004.01252.x
- Bontempo, G.C., Lima, G.S., Ribeiro, G.A., Doula, S.M., Silva, E., Jacovine, L.A.G., 2011. Registro de Ocorrência de Incêndio (ROI): evolução, desafios e recomendações. **Biodiversidade Brasileira** 1, 247–263.
- Boschetti, L., Flasse, S.P., Brivio, P.A., 2004. Analysis of the conflict between omission and commission in low spatial resolution dichotomic thematic products: the Pareto Boundary. **Remote Sensing of Environment** 91, 280–292. doi:10.1016/j.rse.2004.02.015
- Boschetti, L., Roy, D., Hoffmann, A.A., Humber, M., 2013. **MODIS Collection 5.1 Burned Area Product: MCD45 User Guide**. <http://modis-fire.umd.edu/pages/manuals.php> (accessed 25 May 2017).
- Boschetti, L., Roy, D.P., Justice, C.O., 2009. **International Global Burned Area Satellite Product Validation Protocol Part I** – production and standardization of validation

- reference data. <https://lpvs.gsfc.nasa.gov/PDF/BurnedAreaValidationProtocol.pdf> (accessed 12 February 2017).
- Boschetti, L., Roy, D.P., Justice, C.O., Humber, M.L., 2015. MODIS–Landsat fusion for large area 30 m burned area mapping. **Remote Sensing of Environment** 161, 27–42. doi:10.1016/j.rse.2015.01.022
- Bowman, D.M.J.S., Balch, J.K., Artaxo, P., Bond, W.J., Carlson, J.M., Cochrane, M.A., Antonio, C.M.D., Defries, R.S., Doyle, J.C., Harrison, S.P., Johnston, F.H., Keeley, J.E., Krawchuk, M.A., Kull, C.A., Marston, J.B., Moritz, M.A., Prentice, I.C., Roos, C.I., Scott, A.C., Swetnam, T.W., van der Werf, G.R., Pyne, S.J., 2009. Fire in the Earth System. **Science** 80, 324, 481–484. doi:10.1126/science.1163886
- Bowman, D.M.J.S., Zhang, Y., Walsh, A., Williams, R.J., 2003. Experimental comparison of four remote sensing techniques to map tropical savanna fire-scars using Landsat-TM imagery. **International Journal of Wildland Fire** 12, 341. doi:10.1071/WF03030
- Cammalleri, C., Anderson, M.C., Gao, F., Hain, C.R., Kustas, W.P., 2014. Mapping daily evapotranspiration at field scales over rainfed and irrigated agricultural areas using remote sensing data fusion. **Agricultural and Forest Meteorology** 186, 1–11. doi:10.1016/j.agrformet.2013.11.001
- Cano-Crespo, A., Oliveira, P.J.C., Boit, A., Cardoso, M., Thonicke, K., 2015. Forest edge burning in the Brazilian Amazon promoted by escaping fires from managed pastures. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences** 120, 2095–2107. doi:10.1002/2015JG002914
- Carneiro Filho, A., 1993. Cerrados amazônicos: fósseis vivos? Algumas reflexões. **Revista do Instituto Geológico** 14, 63–68. doi:10.5935/0100-929X.19930010
- Cavalcanti, R.B., Joly, C.A., 2002. Biodiversity and Conservation Priorities in the Cerrado Region, in: Oliveira, P.S., Marquis, R.J. (Eds.), **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. Columbia University Press, New York, EUA, pp. 351–367.
- Certini, G., 2005. Effects of fire on properties of forest soils: A review. **Oecologia** 143, 1–10. doi:10.1007/s00442-004-1788-8
- CFS, Canadian Forest Service, 2018. **Canadian Wildland Fire Information System**. <http://cwfis.cfs.nrcan.gc.ca/home> (accessed 13 January 2018).
- Chen, Y., Morton, D.C., Jin, Y., Collatz, G.J., Kasibhatla, P.S., van der Werf, G.R., DeFries, R.S., Randerson, J.T., 2013. Long-term trends and interannual variability of forest, savanna and agricultural fires in South America. **Carbon Management** 4, 617–638. doi:10.4155/cmt.13.61
- Chen, Y., Randerson, J.T., Morton, D.C., DeFries, R.S., Collatz, G.J., Kasibhatla, P.S., Giglio, L., Jin, Y., Marlier, M.E., 2011. Forecasting fire season severity in South America using sea surface temperature anomalies. **Science** 80, 334, 787–792. doi:10.1126/science.1208898
- Cheney, P., Sullivan, A., 1997. **Grassfires: Fuel, Weather and Fire Behaviour**. CSIRO, Melbourne, Australia.

- Chuvieco, E., Aguado, I., Yebra, M., Nieto, H., Salas, J., Martín, M.P., Vilar, L., Martínez, J., Martín, S., Ibarra, P., de la Riva, J., Baeza, J., Rodríguez, F., Molina, J.R., Herrera, M.A., Zamora, R., 2010. Development of a framework for fire risk assessment using remote sensing and geographic information system technologies. **Ecological Modelling** 221, 46–58. doi:10.1016/j.ecolmodel.2008.11.017
- Chuvieco, E., Martín, M.P., Palacios, A., 2002. Assessment of different spectral indices in the red–near-infrared spectral domain for burned land discrimination. **International Journal of Remote Sensing** 23, 5103–5110. doi:10.1080/01431160210153129
- Chuvieco, E., Yue, C., Heil, A., Mouillot, F., Alonso-Canas, I., Padilla, M., Pereira, J.M., Oom, D., Tansey, K., 2016. A new global burned area product for climate assessment of fire impacts. *Global Ecology and Biogeography* 25, 619–629. doi:10.1111/geb.12440
- Claverie, M., Masek, J.G., Ju, J., Dungan, J.L., 2017. **Harmonized Landsat-8 Sentinel 2 (HLS) Product User’s Guide**. doi:10.13140/RG.2.2.33017.26725
- Congalton, R.G., 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. **Remote Sensing of Environment** 37, 35–46. doi:10.1016/0034-4257(91)90048-B
- Coutinho, L.M., 1990. Fire in the Ecology of the Brazilian Cerrado, in: Goldammer, J.G. (Ed.), **Fire in the Tropical Biota**. Springer, Berlin, pp. 82–105. doi:10.1007/978-3-642-75395-4_6
- Coutinho, L.M., 1978. O conceito de cerrado. **Revista Brasileira de Botânica** 1, 17–23.
- D’Amico, A.R., 2014. **Avaliação da interferência do fogo na ocorrência de mamíferos de médio e grande porte no enclave de cerrado do Parque Nacional dos Campos Amazônicos**. Porto Velho, Rondônia, Brasil.
- Daldegan, G.A., de Carvalho Júnior, O.A., Guimarães, R.F., Gomes, R.A.T., Ribeiro, F. de F., McManus, C., 2014. Spatial patterns of fire recurrence using remote sensing and GIS in the Brazilian savanna: Serra do Tombador Nature Reserve, Brazil. **Remote Sensing** 6, 9873–9894. doi:10.3390/rs6109873
- Dantas, V. de L., Batalha, M.A., Pausas, J.G., 2013. Fire drives functional thresholds on the savanna – forest transition. **Ecology** 94, 2454–2463. doi:10.1890/12-1629.1
- De Santis, A., Chuvieco, E., 2009. GeoCBI: A modified version of the Composite Burn Index for the initial assessment of the short-term burn severity from remotely sensed data. **Remote Sensing of Environment** 113, 554–562. doi:10.1016/j.rse.2008.10.011
- Durigan, G., Ratter, J.A., 2016. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. **Journal of Applied Ecology** 53, 11–15. doi:10.1111/1365-2664.12559

- Eidenshink, J., Schwind, B., Brewer, K., Zhu, Z., Quayle, B., Howard, S., 2007. A Project for Monitoring Trends in Burn Severity. **Fire Ecology** 3, 3–21. doi:10.4996/fireecology.0301003
- Emelyanova, I. V, McVicar, T.R., Van Niel, T.G., Tao Li, L., Van Dijk, A.I.J.M., 2013. Remote Sensing of Environment Assessing the accuracy of blending Landsat – MODIS surface reflectances in two landscapes with contrasting spatial and temporal dynamics: A framework for algorithm selection. **Remote Sensing of Environment** 133, 193–209. doi:10.1016/j.rse.2013.02.007
- Escuin, S., Navarro, R., Fernández, P., 2008. Fire severity assessment by using NBR (Normalized Burn Ratio) and NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) derived from LANDSAT TM/ETM images. **International Journal of Remote Sensing** 29, 1053–1073. doi:10.1080/01431160701281072
- Espindola, G.M. de, Aguiar, A.P.D., Pebesma, E., Câmara, G., Fonseca, L., 2012. Agricultural land use dynamics in the Brazilian Amazon based on remote sensing and census data. **Applied Geography** 32, 240–252. doi:10.1016/j.apgeog.2011.04.003
- Eva, H., Lambin, E.F., 2000. Fires and land-cover change in the tropics: a remote sensing analysis at the landscape scale. **Journal of Biogeography** 27, 765–776. doi:10.1046/j.1365-2699.2000.00441.x
- Eva, H., Lambin, E.F., 1998. Remote Sensing of Biomass Burning in Tropical Regions. **Remote Sensing of Environment** 64, 292–315. doi:10.1016/S0034-4257(98)00006-6
- Fanin, T., Werf, G.R. Van Der, 2015. Relationships between burned area, forest cover loss and land use change in the Brazilian Amazon based on satellite data. **Biogeosciences Discussions** 12, 8235–8263. doi:10.5194/bgd-12-8235-2015
- Feng, M., Sexton, J.O., Huang, C., Masek, J.G., Vermote, E.F., Gao, F., Narasimhan, R., Channan, S., Wolfe, R.E., Townshend, J.R., 2013. Global surface reflectance products from Landsat: Assessment using coincident MODIS observations. **Remote Sensing of Environment** 134, 276–293. doi:10.1016/j.rse.2013.02.031
- Fidelis, A., Pivello, V.R., 2011. Deve-se usar o fogo como instrumento de manejo no Cerrado e Campos Sulinos? **Biodiversidade Brasileira** 1, 12–25.
- Fiedler, N.C., Merlo, D.A., Medeiros, M.B., 2006. Ocorrência de incêndios florestais no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás. **Ciência Florestal** 16, 153–161.
- Figueira, J.E.C., Ribeiro, K.T., Ribeiro, M.C., Jacobi, C.M., França, H., Neves, A.C. de O., Conceição, A.A., Mourão, F.A., Souza, J.M., Miranda, C.A. de K., 2016. Fire in Rupestrian Grasslands: Plant Response and Management, in: Fernandes, G.W. (Ed.), **Ecology and Conservation of Mountaintop Grasslands in Brazil**. Springer International Publishing, Belo Horizonte, Brasil, pp. 415–448. doi:10.1007/978-3-319-29808-5_18
- França, H., Ramos Neto, M.B., Setzer, A., 2007. **O fogo no Parque Nacional das Emas**. MMA, Brasília, Brasil.

- Frantz, D., Stellmes, M., Röder, A., Hill, J., 2016. Fire spread from MODIS burned area data: Obtaining fire dynamics information for every single fire. **International Journal of Wildland Fire** 25, 1228–1237. doi:10.1071/WF16003
- Fraser, R.H., Li, Z., Landry, R., 2000. SPOT-VEGETATION for characterizing boreal forest fires. **International Journal of Remote Sensing** 21, 3525–3532.
- Fu, R., Yin, L., Li, W., Arias, P.A., Dickinson, R.E., Huang, L., Chakraborty, S., Fernandes, K., Liebmann, B., Fisher, R., Myneni, R.B., 2013. Increased dry-season length over southern Amazonia in recent decades and its implication for future climate projection. **Proceedings of the National Academy of Sciences** 110, 18110–18115. doi:10.1073/pnas.1302584110
- Gao, F., Masek, J., Schwaller, M., Hall, F., 2006. On the blending of the landsat and MODIS surface reflectance: Predicting daily landsat surface reflectance. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing** 44, 2207–2218. doi:10.1109/TGRS.2006.872081
- Gao, F., Morisette, J.T., Wolfe, R.E., Ederer, G., Pedelty, J., Masuoka, E., Myneni, R., Tan, B., Nightingale, J., 2008. An Algorithm to Produce Temporally and Spatially Continuous MODIS-LAI Time Series. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters** 5, 60–64.
- Gevaert, C.M., García-Haro, F.J., 2015. A comparison of STARFM and an unmixing-based algorithm for Landsat and MODIS data fusion. **Remote Sensing of Environment** 156, 34–44. doi:10.1016/j.rse.2014.09.012
- Giglio, L., 2015. **MODIS Collection 5.1 Direct Broadcast Monthly Burned Area Product (MCD64A1) User Guide**. <http://modis-fire.umd.edu/pages/manuals.php> (accessed 25 May 2017).
- Giglio, L., Boschetti, L., Roy, D., Hoffman, A.A., Humber, M., 2016a. **Collection MODIS 6 Burned Area Product User's Guide**. <http://modis-fire.umd.edu/pages/manuals.php> (accessed 12 November 2017).
- Giglio, L., Loboda, T., Roy, D.P., Quayle, B., Justice, C.O., 2009. An active-fire based burned area mapping algorithm for the MODIS sensor. **Remote Sensing of Environment** 113, 408–420. doi:10.1016/j.rse.2008.10.006
- Giglio, L., Randerson, J.T., Van Der Werf, G.R., 2013. Analysis of daily, monthly, and annual burned area using the fourth-generation global fire emissions database (GFED4). **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences** 118, 317–328. doi:10.1002/jgrg.20042
- Giglio, L., Randerson, J.T., Van Der Werf, G.R., Kasibhatla, P.S., Collatz, G.J., Morton, D.C., Defries, R.S., 2010. Assessing variability and long-term trends in burned area by merging multiple satellite fire products. **Biogeosciences** 7, 1171–1186. doi:10.5194/bg-7-1171-2010
- Giglio, L., Schroeder, W., Justice, C.O., 2016b. The collection 6 MODIS active fire detection algorithm and fire products. **Remote Sensing of Environment** 178, 31–41. doi:10.1016/j.rse.2016.02.054
- Gignoux, J., Clobert, J., Menaut, J.-C., 1997. Alternative fire resistance strategies in savanna trees. **Oecologia** 110, 576–583. doi:10.1007/s004420050198

- Goldammer, J.G., 1993. Historical biogeography of fire: tropical and subtropical, in: Crutzen, P.J., Goldammer, J.G. (Eds.), **The Ecological, Atmospheric and Climatic Importance of Vegetation Fires**. John Wiley & Sons, Ltd, New York, pp. 297–314.
- Gorgone-Barbosa, E., Pivello, V.R., Baeza, M.J., Fidelis, A., 2016. Disturbance as a factor in breaking dormancy and enhancing invasiveness of African grasses in a Neotropical Savanna. **Acta Botanica Brasilica** 30, 131–137. doi:10.1590/0102-33062015abb0317
- Greenville, A.C., Dickman, C.R., Wardle, G.M., Letnic, M., 2009. The fire history of an arid grassland: The influence of antecedent rainfall and ENSO. **International Journal of Wildland Fire** 18, 631–639. doi:10.1071/WF08093
- Hall, J. V., Loboda, T. V., Giglio, L., McCarty, G.W., 2016. A MODIS-based burned area assessment for Russian croplands: Mapping requirements and challenges. **Remote Sensing Environment** 184, 506–521. doi:10.1016/j.rse.2016.07.022
- Hao, W.M., Larkin, N.K., 2013. Wildland fire emissions, carbon, and climate: wildland fire detection and burned area in the United States. **Forest Ecology and Management** 5–10. doi:10.1016/j.foreco.2013.09.029
- Hardesty, J., Myers, R., Fulks, W., 2005. Fire, ecosystems and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. **Fire Management** 22, 78–87.
- Hayes, D.J., Cohen, W.B., 2007. Spatial, spectral and temporal patterns of tropical forest cover change as observed with multiple scales of optical satellite data. **Remote Sensing of Environment** 106, 1–16. doi:10.1016/j.rse.2006.07.002
- Hilker, T., Wulder, M. a., Coops, N.C., Linke, J., McDermid, G., Masek, J.G., Gao, F., White, J.C., 2009. A new data fusion model for high spatial- and temporal-resolution mapping of forest disturbance based on Landsat and MODIS. **Remote Sensing of Environment** 113, 1613–1627. doi:10.1016/j.rse.2009.03.007
- Hoffmann, W.A., Adasme, R., Haridasan, M., De Carvalho, M.T., Geiger, E.L., Pereira, M.A.B., Gotsch, S.G., Franco, A.C., 2009. Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna-forest boundaries under frequent fire in central Brazil. **Ecology** 90, 1326–1337. doi:10.1890/08-0741.1
- Hoffmann, W.A., Moreira, A.G., 2002. The role of fire in population dynamics of woody plants, in: Oliveira, P.S., Marquis, R. (Eds.), **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. Columbia University Press, New York, EUA, pp. 139–177.
- Hudak, A.T., Brockett, B.H., 2004. Mapping fire scars in a southern African savannah using Landsat imagery. **International Journal of Remote Sensing** 25, 3231–3243. doi:10.1080/01431160310001632666
- Huete, A., 1988. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). **Remote Sensing of Environment** 25, 295–309. doi:10.1016/0034-4257(88)90106-X
- Huffman, G.J., Bolvin, D.T., Nelkin, E.J., Wolff, D.B., Adler, R.F., Gu, G., Hong, Y., Bowman, K.P., Stocker, E.F., 2007. The TRMM Multisatellite Precipitation Analysis (TMPA): Quasi-Global, Multiyear, Combined-Sensor Precipitation Estimates at Fine Scales. **Journal of Hydrometeorology** 8, 38–55. doi:10.1175/JHM560.1

- ICMBio, Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation, 2016. **Plano de Manejo-Parque Nacional dos Campos Amazônicos**. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Brasília, Brasil.
- ICNF, Institute for Nature Conservation and Forests of Portugal, 2018. **Cartografia nacional de áreas ardidas**. <http://www.icnf.pt/portal/florestas/dfci/inc/info-geo> (accessed 20 January 2018).
- INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2018. **Portal for the monitoring of vegetation fires** (Queimadas Project) <http://www.inpe.br/queimadas/> (accessed 20 January 2018).
- Jacquin, A., Goulard, M., 2013. Using Spatial Statistics Tools on Remote-Sensing Data to Identify Fire Regime Linked with Savanna Vegetation Degradation. **International Journal of Agricultural and Environmental Information Systems** 4, 68–82. doi:10.4018/jaeis.2013010105
- Jarihani, A.A., McVicar, T.R., Van Niel, T.G., Emelyanova, I. V., Callow, J.N., Johansen, K., 2014. Blending landsat and MODIS data to generate multispectral indices: A comparison of “Index-Then-Blend” and “Blend-Then-Index” approaches. **Remote Sensing** 6, 9213–9238. doi:10.3390/rs6109213
- Kampstra, P., 2008. Beanplot: A Boxplot Alternative for Visual Comparison of Distributions. **Journal of Statistical Software** 28, 1–9. doi:10.18637/jss.v028.c01
- Kaufman, Y.J., Wald, A.E., Remer, L.A., Gao, B.-C., Li, R.-R., Flynn, L., 1997. The MODIS 2.1 channel-correlation with visible reflectance for use in remote sensing of aerosol. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing** 35, 1286–1298. doi:10.1109/36.628795
- Key, C.H., Benson, N.C., 2006. Landscape assessment (LA): Sampling and analysis methods, in: Lutes, D.C., Keane, R.E., Caratti, J.F., Key, C.H., Benson, N.C., Sutherland, S., Gangi, L.J. (Eds.), **FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System**. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, CO, USA, pp. 1–55.
- Killick, R., Eckley, I., 2013. changepoint: An R Package for changepoint analysis. **Journal of Statistical Software** 58, 1–15.
- Koutsias, N., Karteris, M., 2000. Burned area mapping using logistic regression modeling of a single post-fire Landsat-5 Thematic Mapper image. **International Journal of Remote Sensing** 21, 673–687. doi:10.1080/014311600210506
- Kruschke, J.K., 2012. Bayesian estimation supersedes the t test. **Journal of Experimental Psychology: General** 142, 573–603. doi:10.1037/a0029146
- Laris, P., 2002. Burning the seasonal mosaic: preventative burning strategies in the wooded savanna of southern Mali. **Human Ecology** 30, 155–186. doi:10.1023/A:1015685529180
- Laris, P., Koné, M., Dadashi, S., Dembele, F., 2016. The early/late fire dichotomy: time for a reassessment of Aubréville’s savanna fire experiments. **Progress in Physical Geography** 41, 68–94. doi:10.1177/0309133316665570

- Laris, P., Wardell, D.A., 2006. Good, bad or “necessary evil”? Reinterpreting the colonial burning experiments in the savanna landscapes of West Africa. **Geographical Journal** 172, 271–290. doi:10.1111/j.1475-4959.2006.00215.x
- Laris, P.S., 2005. Spatiotemporal problems with detecting and mapping mosaic fire regimes with coarse-resolution satellite data in savanna environments. **Remote Sensing of Environment** 99, 412–424. doi:10.1016/j.rse.2005.09.012
- Ledru, M.-P., 2002. Late Quaternary History and Evolution of the Cerrados as Revealed by Palynological Records, in: Oliveira, P., Marquis, P.J. (Eds.), **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. Columbia University Press, New York, EUA.
- Leeuwen, W.J.D. Van, 2008. Monitoring the Effects of Forest Restoration Treatments on Post-Fire Vegetation Recovery with MODIS Multitemporal Data. **Sensors** 8, 2017–2042.
- Lemes, G.P., Matricardi, E.A.T., Costa, O.B., Leal, F.A., 2014. Spatiotemporal assessment of forest fires occurred in the Serra da Canastra National Park between 1991 and 2011. **Ambiência** 10, 247–266. doi:10.5935/ambiencia.2014.supl.03
- Lentile, L.B., Holden, Z.A., Smith, A.M.S., Falkowski, M.J., Hudak, A.T., Morgan, P., Lewis, S.A., Gessler, P.E., Benson, N.C., 2006. Remote sensing techniques to assess active fire characteristics and post-fire effects. **International Journal of Wildland Fire** 15, 319–345. doi:10.1071/WF05097
- Leon, J.R.R., van Leeuwen, W.J.D., Casady, G.M., 2012. Using MODIS-NDVI for the modeling of post-wildfire vegetation response as a function of environmental conditions and pre-fire restoration treatments. **Remote Sensing** 4, 598–621. doi:10.3390/rs4030598
- Levin, N., Heimowitz, A., 2012. Mapping spatial and temporal patterns of Mediterranean wildfires from MODIS. **Remote Sensing of Environment** 126, 12–26. doi:10.1016/j.rse.2012.08.003
- Levine, J.S., Cofer, W.R., Cahoon, D.J., Winstead, E.L., 1995. Biomass burning - a driver for global change. **Environmental Science & Technology** 29, 120–125.
- Lewis, S.L., Brando, P.M., Phillips, O.L., van der Heijden, G.M.F., Nepstad, D., 2011. The 2010 Amazon drought. **Science** 331, 554. doi:10.1126/science.1200807
- Libonati, R., DaCamara, C., Setzer, A., Morelli, F., Melchiori, A., 2015. An algorithm for burned area detection in the Brazilian Cerrado using 4 μm MODIS imagery. **Remote Sensing** 7, 15782–15803. doi:10.3390/rs71115782
- Libonati, R., DaCamara, C.C., Setzer, A.W., Morelli, F., Jesus, S.C. de, Candido, P.A., Melchiori, A.E., 2014. Validation of the burned area “(V,W)” Modis algorithm in Brazil, in: Viegas, D.X. (Ed.), **Advances in Forest Fire Research**. Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal, pp. 1774–1789.
- Lyapustin, A., Wang, Y., Xiong, X., Meister, G., Platnick, S., Levy, R., Franz, B., Korkin, S., Hilker, T., Tucker, J., Hall, F., Sellers, P., Wu, A., Angal, A., 2014. Scientific impact of MODIS C5 calibration degradation and C6 + improvements.

- Atmospheric Measurement Techniques** 7, 4353–4365. doi:10.5194/amt-7-4353-2014
- Maeda, E.E., Arcoverde, G.F.B., Pellikka, P.K.E., Shimabukuro, Y.E., 2011. Fire risk assessment in the Brazilian Amazon using MODIS imagery and change vector analysis. **Applied Geography** 31, 76–84. doi:10.1016/j.apgeog.2010.02.004
- Maeda, E.E., Formaggio, A.R., Shimabukuro, Y.E., Arcoverde, G.F.B., Lima, A., 2009. Forest fire risk mapping in the Brazilian Amazon using MODIS images and artificial, in: **Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. INPE, Natal, Rio Grande do Norte, Brasil, pp. 1425–1432.
- MAPAMA, Ministerio de Agricultura y Pesca Alimentación y Medio Ambiente, 2018. **Estadística General de Incendios Forestales**. http://www.mapama.gob.es/es/desarrollo-rural/estadisticas/Incendios_default.aspx (accessed 13 January 2018).
- Marengo, J.A., Liebmann, B., Kousky, V.E., Filizola, N.P., Wainer, I.C., 2001. Onset and end of the rainy season in the Brazilian Amazon Basin. **Journal of Climate** 14, 833–852. doi:10.1175/1520-0442(2001)014<0833:OAEOTR>2.0.CO;2
- Marengo, J.A., Nobre, C.A., Tomasella, J., Oyama, M.D., Oliveira, G.S. de, Oliveira, R. de, Camargo, H., Alves, L.M., Brown, I.F., 2008. The Drought of Amazonia in 2005. **Journal of Climate** 21, 495–516. doi:10.1175/2007JCLI1600.1
- Marengo, J.A., Tomasella, J., Alves, L.M., Soares, W.R., Rodriguez, D.A., 2011. The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region. **Geophysical Research Letters** 38, 1–5. doi:10.1029/2011GL047436
- Masek, J.G., Vermote, E.F., Saleous, N.E., Wolfe, R., Hall, F.G., Huemmrich, K.F., Gao, F., Kutler, J., Lim, T., 2006. A Landsat Surface Reflectance Dataset for North America, 1990-2000. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters** 3, 68–72. doi:10.1109/LGRS.2005.857030
- 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., 2017. Analysis of fire dynamics in the Brazilian savannas. **Natural Hazards and Earth System Sciences Discussions**, 1–27. doi:10.5194/nhess-2017-90
- Mataveli, G.A.V., Silva, M.E.S., Pereira, G., Da Silva Cardozo, F., Shinji Kawakubo, F., Bertani, G., Cezar Costa, J., De Cássia Ramos, R., Da Silva, V.V., 2018. Satellite observations for describing fire patterns and climate-related fire drivers in the Brazilian savannas. **Natural Hazards and Earth System Sciences** 18, 125–144. doi:10.5194/nhess-18-125-2018
- Melchiori, A.E., Setzer, A.W., Morelli, F., Libonati, R., Cândido, P. de A., Jesus, S.C. de, 2014. A Landsat-TM/OLI algorithm for burned areas in the Brazilian Cerrado: preliminary results, in: Viegas, D.X. (Ed.), **Advances in Forest Fire Research**. Coimbra University Press, Coimbra, Portugal, pp. 23–30.
- Miranda, H.S., 2010. **Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado**: Projeto Fogo, 2ed, IBAMA, Brasília, Brasil.
- Miranda, H.S., Sato, M.N., Nascimento Neto, W., Aires, F.S., 2009. Fires in the cerrado, the Brazilian savanna, in: Cochrane, M.A. (Ed.), **Tropical Fire Ecology**:

- Climate Change, Land Use, and Ecosystem Dynamics. Springer Berlin Heidelberg, Chichester, UK, pp. 427–450.
- Mistry, J., Berardi, A., Andrade, V., Krahô, T., Krahô, P., Leonardos, O., 2005. Indigenous fire management in the cerrado of Brazil: The case of the Krahô of Tocantins. **Human Ecology** 33, 365–386. doi:10.1007/s10745-005-4143-8
- Moreira, A.G., 2000. Effects of fire protection on savanna structure in central Brazil. **Journal of Biogeography** 27, 1021–1029. doi:10.1046/j.1365-2699.2000.00422.x
- Moreno, M.V., Conedera, M., Chuvieco, E., Pezzatti, G.B., 2014. Fire regime changes and major driving forces in Spain from 1968 to 2010. **Environmental Science and Policy** 37, 11–22. doi:10.1016/j.envsci.2013.08.005
- Morton, D.C., DeFries, R.S., Nagol, J., Souza Jr., C.M., Kasischke, E.S., Hurtt, G.C., Dubayah, R., 2011. Mapping canopy damage from understory fires in Amazon forests using annual time series of Landsat and MODIS data. **Remote Sensing of Environment** 115, 1706–1720. doi:10.1016/j.rse.2011.03.002
- Morton, D.C., DeFries, R.S., Shimabukuro, Y.E., Anderson, L.O., Arai, E., Espirito-Santo, F. del B., Freitas, R., Morissette, J., 2006. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America** 103, 14637–14641. doi:10.1073/pnas.0606377103
- Motta, P.E.F., Curi, N., Franzmeier, D.F., 2002. Relation of soils and geomorphic surfaces in the Brazilian Cerrado, in: Oliveira, P.S., Marquis, R.J. (Eds.), **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. Columbia University Press, New York, EUA, pp. 13–32.
- Mouillot, F., Schultz, M.G., Yue, C., Cadule, P., Tansey, K., Ciais, P., Chuvieco, E., 2014. Ten years of global burned area products from spaceborne remote sensing-A review: Analysis of user needs and recommendations for future developments. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation** 26, 64–79. doi:10.1016/j.jag.2013.05.014
- Munhoz, C.B.R., Felfili, J.M., 2006. Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma área de campo sujo no Distrito Federal, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 23, 671–685.
- Nepstad, D., Carvalho, G., Barros, A.C., Alencar, A., Capobianco, J.P., Bishop, J., Moutinho, P., Lefebvre, P., Silva Jr., U.L., Prins, E., 2001. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. **Forest Ecology and Management** 154, 397–407.
- Nepstad, D., Lefebvre, P., Lopes da Silva, U., Tomasella, J., Schlesinger, P., Solorzano, L., Moutinho, P., Ray, D., Guerreira Benito, J., 2004. Amazon drought and its implications for forest flammability and tree growth: a basin-wide analysis. **Global Change Biology** 10, 704–717. doi:10.1111/j.1529-8817.2003.00772.x
- Nogueira, J.M.P., Ruffault, J., Chuvieco, E., Mouillot, F., 2017. Can we go beyond burned area in the assessment of global remote sensing products with fire patch metrics? **Remote Sensing** 9. doi:10.3390/rs9010007

- Oliveira-Filho, A.T., Ratter, J.A., 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado Biome, in: Oliveira, P.S., Marquis, R.J. (Eds.), **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. Columbia University Press, New York, EUA, pp. 91–120.
- Oliveras, I., Anderson, L.O., Malhi, Y.S., 2014. Application of remote sensing to understanding fire regime and biomass burning emissions of the tropical Andes. **Global Biogeochemical Cycles** 28, 480–496. doi:10.1002/2013GB004664. Received
- Ometto, J.P., Souza-Neto, E. R., Tejada, G., 2016. Land Use, Land Cover and Land Use Change in the Brazilian Amazon (1960–2013), in: Nagy, L., Forsberg, B.R., Artaxo, P. (Eds.), **Interactions between Biosphere, Atmosphere and Human Land Use Amazon Basin, Ecological Studies**. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 369–384. doi:10.1007/978-3-662-49902-3
- Padilla, M., Stehman, S. V., Chuvieco, E., 2014. Validation of the 2008 MODIS-MCD45 global burned area product using stratified random sampling. **Remote Sensing of Environment** 144, 187–196. doi:10.1016/j.rse.2014.01.008
- Padilla, M., Stehman, S. V., Ramo, R., Corti, D., Hantson, S., Oliva, P., Alonso-Canas, I., Bradley, A. V., Tansey, K., Mota, B., Pereira, J.M., Chuvieco, E., 2015. Comparing the accuracies of remote sensing global burned area products using stratified random sampling and estimation. **Remote Sensing of Environment** 160, 114–121. doi:10.1016/j.rse.2015.01.005
- Panisset, J., Libonati, R., DaCamara, C.C., Barros, A., 2014. Assigning dates to burned areas in Portugal based on NIR and the reflected component of MIR as derived from MODIS, in: Viegas, D.X. (Ed.), **Advances in Forest Fire Research**. Coimbra University Press, Coimbra, Portugal, pp. 23–30.
- Pausas, J.G., Keeley, J.E., 2009. A burning story: The role of fire in the history of life. **Bioscience** 59, 593–601. doi:10.1525/bio.2009.59.7.10
- Pereira, J.M.C., 2003. Remote sensing of burned areas in tropical savannas. **International Journal of Wildland Fire** 12, 259–270. doi:10.1071/WF03028
- Pereira Júnior, A.C., Oliveira, S.L.J., Pereira, J.M.C., Turkman, M.A.A., 2014. Modelling fire frequency in a Cerrado savanna protected area. **PLoS One** 9. doi:10.1371/journal.pone.0102380
- Pettinari, M.L., Chuvieco, E., Alonso-Canas, I., Parellada, M.P., 2016. **ESA CCI ECV Fire Disturbance: Product User Guide**. https://www.esa-fire-cci.org/webfm_send/881 (accessed 13 January 2017).
- Pettorelli, N., Vik, J.O., Mysterud, A., Gaillard, J.M., Tucker, C.J., Stenseth, N.C., 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. **Trends in Ecology and Evolution** 20, 503–510. doi:10.1016/j.tree.2005.05.011
- Phillips, N., 2017. **Package ‘yarr’**. <https://cran.r-project.org/web/packages/yarr/index.html> (accessed 17 February 2017).
- Pinty, B., Verstraete, M.M., 1992. GEMI: a non-linear index to monitor global vegetation from satellites. **Vegetatio** 101, 15–20. doi:10.1007/BF00031911

- Pivello, V.R., 2011. The use of fire in the Cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: past and present. **Fire Ecology** 7, 24–39. doi:10.4996/fireecology.0701024
- Ramos-Neto, M.B., Pivello, V.R., 2000. Lightning fires in a Brazilian Savanna National Park: rethinking management strategies. **Environmental Management** 26, 675–684. doi:10.1007/s002670010124
- Randerson, J.T., van Der Werf, G.R., Giglio, L., Collatz, G.J., Kashibhatla, P.S., 2015. **Global Fire Emissions Database, Version 4**, (GFEDv4). doi:10.3334/ornldaac/1293
- Randerson, J.T., van Der Werf, G.R., Giglio, L., Collatz, G.J., Kashibhatla, P.S., 2013. **Global Fire Emissions Database, Version 3** (GFEDv3.1). doi:10.3334/ornldaac/1191
- Ratter, J.A., Bridgewater, S., Ribeiro, J.F., 2003. Analysis of the floristic composition of the Brazilian Cerrado vegetation: comparison of the woody vegetation of 376 areas. **Edinburgh Journal of Botany** 57–109.
- Ratter, J.A., Ribeiro, J.F., Bridgewater, S., 1997. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Annals of Botany** 80, 223–230. doi:10.1006/anbo.1997.0469
- RCT, R Core Team, 2016. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. <https://www.r-project.org/> (accessed 09 January 2016).
- Ribeiro, J.F., Walter, B.M.T., 2008. As principais fitosionomias do bioma cerrado, in: Sano, S.M., Almeida, S.P.D., Ribeiro, J.F. (Eds.), **Cerrado: Ecologia e Flora**. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, Brasil, pp. 152–212.
- Röder, A., Bärtsch, S., Hill, J., Duguay, B., Alloza, J.A., Vallejo, R., 2005. An interpretation framework for fire events and post-fire dynamics in Ayora / Spain using time-series of Landsat-TM and -MSS data. **New Strategies for European Remote Sensing** 51–60.
- Röder, A., Hill, J., Duguay, B., Alloza, J.A., Vallejo, R., 2008. Using long time series of Landsat data to monitor fire events and post-fire dynamics and identify driving factors - a case study in the Ayora region (eastern Spain). **Remote Sensing of Environment** 112, 259–273. doi:10.1016/j.rse.2007.05.001
- Rodríguez, D., 2014. *Bulbostylis paradoxa* (Cyperaceae), nuevo registro para la flora de El Salvador. **Phytoneuron** 1–3.
- Rouse, J.W., Hass, R.H., Schell, J.A., Deering, D.W., 1974. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS, in: Freden, S.C., Mercanti, E.P., Becker, M.A. (Eds.), **Third Earth Resources Technology Satellite (ERTS) Symposium**. NASA Goddard Space Flight Center, Washington, DC, United States, pp. 309–317. doi:citeulike-article-id:12009708
- Roy, D.P., Boschetti, L., Justice, C.O., Ju, J., 2008. The collection 5 MODIS burned area product - Global evaluation by comparison with the MODIS active fire product. **Remote Sensing of Environment** 112, 3690–3707. doi:10.1016/j.rse.2008.05.013

- Roy, D.P., Frost, P.G.H., Justice, C.O., Landmann, T., Le Roux, J.L., Gumbo, K., Makungwa, S., Dunham, K., Du Toit, R., Mhwandagara, K., Zacarias, a., Tacheba, B., Dube, O.P., Pereira, J.M.C., Mushove, P., Morissette, J.T., Santhana Vannan, S.K., Davies, D., 2005. The Southern Africa Fire Network (SAFNet) regional burned-area product-validation protocol. **International Journal of Remote Sensing** 26, 4265–4292. doi:10.1080/01431160500113096
- Roy, D.P., Ju, J., Lewis, P.E., Schaaf, C., Gao, F., Hansen, M., Lindquist, E., 2008. Multi-temporal MODIS-Landsat data fusion for relative radiometric normalization, gap filling, and prediction of Landsat data. **Remote Sensing of Environment** 112, 3112–3130. doi:10.1016/j.rse.2008.03.009
- Roy, D.P., Lewis, P.E., Justice, C.O., 2002. Burned area mapping using multi-temporal moderate spatial resolution data—a bi-directional reflectance model-based expectation approach. **Remote Sensing of Environment** 83, 263–286. doi:10.1016/S0034-4257(02)00077-9
- Ruiz, J.A.M., Lázaro, J.R.G., Cano, I.A., Leal, P.H., 2014. Burned area mapping in the North American Boreal Forest using Terra-MODIS LTDR (2001–2011): a comparison with the MCD45A1, MCD64A1 and BA GEOLAND-2 products. **Remote Sensing** 6, 815–840. doi:10.3390/rs6010815
- Russel-Smith, J., Ryan, P.G., Durieu, R., 1997. A Landsat MSS-derived fire history of Kakadu National Park, monsoonal northern Australia, 1980–94: seasonal extent, frequency and patchiness. **Journal of Applied Ecology** 34, 748–766.
- Sá, A.C.L., Pereira, J.M.C., Gardner, R.H., 2007. Analysis of the relationship between spatial pattern and spectral detectability of areas burned in southern Africa using satellite data. **International Journal of Remote Sensing** 28, 3583–3601. doi:10.1080/01431160601009672
- Salgado-Labouriau, M.L., Ferraz-Vicentini, K.R., 1994. Fire in the Cerrado 32,000 years ago. **Current Research Pleistocene** 11, 85–87.
- Sano, E.E., Ferreira, L.G., Asner, G.P., Steinke, E.T., 2007. Spatial and temporal probabilities of obtaining cloud-free Landsat images over the Brazilian tropical savanna. **International Journal of Remote Sensing** 28, 2739–2752. doi:10.1080/01431160600981517
- Schmidt, I.B., Moura, L.C., Ferreira, M.C., Eloy, L., Sampaio, A.B., Dias, P.A., Berlinck, C.N., 2018. Fire management in the Brazilian savanna: First steps and the way forward. **Journal of Applied Ecology** 1–8. doi:10.1111/1365-2664.13118
- Schmidt, M., Udelhoven, T., Röder, A., Gill, T.K., 2012. Long term data fusion for a dense time series analysis with MODIS and Landsat imagery in an Australian Savanna. **Journal of Applied Remote Sensing** 6. doi:10.1117/1.JRS.6.063512
- Schroeder, W., Alencar, A., Arima, E., Setzer, A., 2009. The spatial distribution and interannual variability of fire in Amazonia, in: Keller, M., Bustamante, M., Gash, J., Dias, P.S. (Eds.), **Amazonia and Global Change**. American Geophysical Union, Washington, DC, United States, pp. 43–60. doi:10.1029/2008GM000724

- Schroeder, W., Csiszar, I., Giglio, L., Schmidt, C.C., 2010. On the use of fire radiative power, area, and temperature estimates to characterize biomass burning via moderate to coarse spatial resolution remote sensing data in the Brazilian Amazon. **Journal of Geophysical Research Atmospheres** 115, 1–10. doi:10.1029/2009JD013769
- Schroeder, W., Prins, E., Giglio, L., Csiszar, I., Schmidt, C.C., Morissette, J., Morton, D., 2008. Validation of GOES and MODIS active fire detection products using ASTER and ETM+ data. **Remote Sensing of Environment** 112, 2711–2726. doi:10.1016/j.rse.2008.01.005
- Senf, C., Leitão, P.J., Dirk, P., Linden, S. Van Der, Hostert, P., 2015. Mapping land cover in complex Mediterranean landscapes using Landsat: Improved classification accuracies from integrating multi-seasonal and synthetic imagery. **Remote Sensing of Environment** 156, 527–536.
- Sexton, J.O., Song, X.-P., Feng, M., Noojipady, P., Anand, A., Huang, C., Kim, D.-H., Collins, K.M., Channan, S., Dimiceli, C., Townshend, J.R., 2013. Global, 30-m resolution continuous fields of tree cover: Landsat-based rescaling of MODIS Vegetation Continuous Fields with lidar-based estimates of error. **International Journal of Digital Earth** 6, 427–448. doi:10.1080/17538947.2013.786146
- Shimabukuro, Y.E., Miettinen, J., Beuchle, R., Grecchi, R.C., Simonetti, D., Achard, F., 2015. Estimating burned area in Mato Grosso, Brazil, using an object-based classification method on a systematic sample of medium resolution satellite images. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing** 8, 4502–4508.
- Silva Cardozo, F., Shimabukuro, Y.E., Pereira, G., Silva, F.B., 2011. Using remote sensing products for environmental analysis in South America. **Remote Sensing** 3, 2110–2127. doi:10.3390/rs3102110
- Silveira, L., de Almeida Jacomo, A.T., Diniz Filho, J.A.F., Rodrigues, F.H.G., 1999. Impact of wildfires on the megafauna of Emas National Park, central Brazil. **Oryx** 33, 108–114. doi:10.1046/j.1365-3008.1999.00039.x
- Singh, D., 2011. Generation and evaluation of gross primary productivity using Landsat data through blending with MODIS data. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation** 13, 59–69. doi:10.1016/j.jag.2010.06.007
- Smets, B., Tansey, K., Wolfs, D., Jacobs, T., 2014. **PROBA V Burned Area and Seasonality Collection 300m**: Product User Manual. <http://land.copernicus.eu/global> (accessed 13 January 2017).
- Smit, I.P.J., Asner, G.P., Govender, N., Kennedy-Bowdoin, T., Knapp, D.E., Jacobson, J., 2010. Effects of fire on woody vegetation structure in African savanna. **Ecological Applications** 20, 1865–1875. doi:10.1890/09-0929.1
- Strassburg, B.B.N., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R., Latawiec, A.E., Oliveira Filho, F.J.B., Scaramuzza, C.A. de M., Scarano, F.R., Soares-Filho, B., Balmford, A., 2017. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution** 1, 0099. doi:10.1038/s41559-017-0099

- Tansey, K., Grégoire, J.M., Defourny, P., Leigh, R., Pekel, J.F., van Bogaert, E., Bartholomé, E., 2008. A new, global, multi-annual (2000-2007) burnt area product at 1 km resolution. **Geophysical Research Letters** 35, 1–6. doi:10.1029/2007GL031567
- Tian, F., Wang, Y., Fensholt, R., Wang, K., Zhang, L., Huang, Y., 2013. Mapping and evaluation of NDVI trends from synthetic time series obtained by blending landsat and MODIS data around a coalfield on the Loess Plateau. **Remote Sensing** 5, 4255–4279. doi:10.3390/rs5094255
- Toller, G., Xiong, X., Sun, J., Wenny, B.N., Geng, X., Kuyper, J., Angal, A., Chen, H., Madhavan, S., Wu, A., 2013. Terra and Aqua moderate-resolution imaging spectroradiometer collection 6 level 1B algorithm. **Journal of Applied Remote Sensing** 7, 073557. doi:10.1117/1.JRS.7.073557
- Trigg, S., Flasse, S., 2000. Characterizing the spectral-temporal response of burned savannah using in situ spectroradiometry and infrared thermometry. **International Journal of Remote Sensing** 21, 3161–3168. doi:10.1080/01431160050145045
- Tsela, P., Wessels, K., Botai, J., Archibald, S., Swanepoel, D., Steenkamp, K., Frost, P., 2014. Validation of the two standard MODIS satellite burned-area products and an empirically-derived merged product in South Africa. **Remote Sensing** 6, 1275–1293. doi:10.3390/rs6021275
- Tucker, C.J., 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. **Remote Sensing of Environment** 8, 127–150. doi:10.1016/0034-4257(79)90013-0
- USGS, United States Geological Survey, 2017a. **Landsat 4-7 Surface Reflectance (LEDAPS) Product Guide** - v. 7.9. doi:10.1080/1073161X.1994.10467258
- USGS, United States Geological Survey, 2017b. **Landsat 8 surface reflectance code (LaSRC) Product Guide**. doi:10.1080/1073161X.1994.10467258
- USGS, United States Geological Survey, 2017c. **Landsat Collection 1 Level 1 product definition**. <https://landsat.usgs.gov/landsat-collections> (accessed 10 December 2017).
- USGS, United States Geological Survey, NASA, National Aeronautics and Space Administration, 2010. **Global Land Survey (GLS) dataset**. <https://landsat.usgs.gov/global-land-surveys-gls> (accessed 18 February 2016).
- USGS, United States Geological Survey, USDA, United States Department of Agriculture Forest Service, 2018. **Monitoring Trends in Burn Severity (MTSB)**. <http://www.mtbs.gov/> (accessed 13 January 2018).
- 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., 2010. Global fire emissions and the contribution of deforestation, savanna, forest, agricultural, and peat fires (1997-2009). **Atmospheric Chemistry and Physics** 10, 11707–11735. doi:10.5194/acp-10-11707-2010
- Van Leeuwen, W.J.D., Casady, G.M., Neary, D.G., Bautista, S., Alloza, J.A., Carmel, Y., Wittenberg, L., Malkinson, D., Orr, B.J., 2010. Monitoring post-wildfire

- vegetation response with remotely sensed time-series data in Spain, USA and Israel. **International Journal of Wildland Fire** 19, 75. doi:10.1071/WF08078
- Veldman, J.W., 2016. Clarifying the confusion: old-growth savannahs and tropical ecosystem degradation. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences** 371, 20150306. doi:10.1098/rstb.2015.0306
- Veraverbeke, S., Lhermitte, S., Verstraeten, W.W., Goossens, R., 2010. The temporal dimension of differenced Normalized Burn Ratio (dNBR) fire/burn severity studies: The case of the large 2007 Peloponnese wild fires in Greece. **Remote Sensing of Environment** 114, 2548–2563. doi:10.1016/j.rse.2010.05.029
- Veraverbeke, S., Sedano, F., Hook, S.J., Randerson, J.T., Jin, Y., Rogers, B.M., 2014. Mapping the daily progression of large wildland fires using MODIS active fire data. **International Journal of Wildland Fire** 23, 655. doi:10.1071/WF13015
- Vermote, E., Wolfe, R., 2015a. **MOD09GQ MODIS/Terra Surface Reflectance Daily L2G Global 250m SIN Grid V006**. doi: 10.5067/MODIS/MOD09GQ.006.
- Vermote, E., Wolfe, R., 2015b. **MYD09GQ MODIS/Aqua Surface Reflectance Daily L2G Global 250m SIN Grid V006**. doi:10.5067/MODIS/MYD09GQ.006
- Vermote, E., Wolfe, R., 2015c. **MOD09GA MODIS/Terra Surface Reflectance Daily L2G Global 1km and 500m SIN Grid V006**. doi:10.5067/modis/mod09ga.006
- Vermote, E.F., El Saleous, N., Justice, C.O., Kaufman, Y.J., Privette, J.L., Remer, L., Roger, J.C., Tanré, D., 1997. Atmospheric correction of visible to middle-infrared EOS-MODIS data over land surfaces: Background, operational algorithm and validation. **Journal of Geophysical Research** 102, 17131. doi:10.1029/97JD00201
- Walker, J.J., De Beurs, K.M., Wynne, R.H., Gao, F., 2012. Evaluation of Landsat and MODIS data fusion products for analysis of dryland forest phenology. **Remote Sensing of Environment** 117, 381–393. doi:10.1016/j.rse.2011.10.014
- Wang, Q., Zhang, Y., Onojeghuo, A.O., Zhu, X., Atkinson, P.M., 2017. Enhancing Spatio-Temporal Fusion of MODIS and Landsat Data by Incorporating 250 m MODIS Data. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing** 1–8. doi:10.1109/JSTARS.2017.2701643
- White, J.C., Wulder, M.A., Hermosilla, T., Coops, N.C., Hobart, G.W., 2017. A nationwide annual characterization of 25 years of forest disturbance and recovery for Canada using Landsat time series. **Remote Sensing of Environment** 194, 303–321. doi:10.1016/j.rse.2017.03.035
- Williams, R., Gill, A., Moore, P., 1998. Seasonal Changes in Fire Behaviour in a Tropical Savanna in Northern Australia. **International Journal of Wildland Fire** 8, 227. doi:10.1071/WF9980227
- Wilson, E.H., Sader, S.A., 2002. Detection of forest harvest type using multiple dates of Landsat TM imagery. **Remote Sensing of Environment** 80, 385–396. doi:10.1016/S0034-4257(01)00318-2

- Wimberly, M.C., Reilly, M.J., 2007. Assessment of fire severity and species diversity in the southern Appalachians using Landsat TM and ETM+ imagery. **Remote Sensing of Environment** 108, 189–197. doi:10.1016/j.rse.2006.03.019
- Yan, F., Wu, B., Wang, Y., 2015. Estimating spatiotemporal patterns of aboveground biomass using Landsat TM and MODIS images in the Mu Us Sandy Land, China. **Agricultural and Forest Meteorology** 200, 119–128.
- Zeng, C., Shen, H., Zhang, L., 2013. Recovering missing pixels for Landsat ETM+ SLC-off imagery using multi-temporal regression analysis and a regularization method. **Remote Sensing of Environment** 131, 182–194. doi:10.1016/j.rse.2012.12.012
- Zhu, X., Chen, J., Gao, F., Chen, X., Masek, J.G., 2010. An enhanced spatial and temporal adaptive reflectance fusion model for complex heterogeneous regions. **Remote Sensing of Environment** 114, 2610–2623. doi:10.1016/j.rse.2010.05.032
- Zhu, X., Helmer, E.H., Gao, F., Liu, D., Chen, J., Lefsky, M.A., 2016. A flexible spatiotemporal method for fusing satellite images with different resolutions. **Remote Sensing of Environment** 172, 165–177. doi:10.1016/j.rse.2015.11.016
- Zhu, X., Liu, D., Chen, J., 2012. A new geostatistical approach for filling gaps in Landsat ETM+ SLC-off images. **Remote Sensing of Environment** 124, 49–60. doi:10.1016/j.rse.2012.04.019

APÉNDICES

Apéndice A

A continuación (Tabla A), se especifican las referencias de los artículos que forman parte de la tesis, así como el factor de impacto (IF) del *Journal Citation Reports* (JCR) de cada revista, sus áreas temáticas y la justificación de la contribución del doctorando al tratarse de trabajos realizados en coautoría.

Tabla A. Características de las publicaciones y especificación de la contribución del doctorando.

PUBLICACIÓN I - <i>Science of the Total Environment</i> (Elsevier Science BV - Amsterdam, Países bajos)					
<u>Referencia:</u>					
Alves, D.B., Pérez-Cabello, F., 2017. Multiple remote sensing data sources to assess spatio-temporal patterns of fire incidence over Campos Amazônicos Savanna Vegetation Enclave (Brazilian Amazon). <i>Science of the Total Environment</i> 601–602, 142–158. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.05.194.					
<u>Contribución de cada autor:</u>					
Daniel Borini Alves ha sido el principal responsable de todas las etapas de la investigación y de la redacción final del manuscrito. Fernando Pérez-Cabello ha contribuido con el desarrollo metodológico, el análisis de los resultados y la revisión de los contenidos.					
ISSN	IF (5 años)	IF (2017)	Categoría JCR	Cuartil	Qualis*
0048-9697	4.984	4.610	Environmental Sciences	Q1	A1
PUBLICACIÓN II - <i>Journal of Applied Remote Sensing</i> (SPIE - Bellingham, Estados Unidos)					
<u>Referencia:</u>					
Alves, D.B., Pérez-Cabello, F., Rodrigues Mimbbrero, M., Febrer-Martínez, M., 2018. Accuracy assessment of the latest generations of MODIS burned area products for mapping fire scars on a regional scale over Campos Amazônicos Savanna Enclave (Brazilian Amazon). <i>Journal of Applied Remote Sensing</i> 12, 1–21. doi:10.1117/1.JRS.12.026026.					
<u>Contribución de cada autor:</u>					
Daniel Borini Alves ha sido el principal responsable de todas las etapas de la investigación y de la redacción final del manuscrito. Fernando Pérez-Cabello y Marcos Rodrigues Mimbbrero han contribuido con el desarrollo metodológico, el análisis de los resultados y la revisión de los contenidos. Miquel Febrer-Martínez ha colaborado en el procesamiento de los datos.					
ISSN	IF (5 años)	IF (2017)	Categoría JCR	Cuartil	Qualis
1931-3195	0.830	0.976	Environmental Sciences	Q4	
			Imaging Science & Photographic Technology	Q4	A2
			Remote sensing	Q4	
PUBLICACIÓN III - <i>International Journal of Remote Sensing</i> (Taylor & Francis Ltd. - Abingdon, Inglaterra)					
<u>Referencia:</u>					
Alves, D.B., Montorio Llovería, R., Pérez-Cabello, F., Vlassova, L., 2018. Fusing Landsat and MODIS data to retrieve multispectral information from fire-affected areas over tropical savannah environments in the Brazilian Amazon. <i>International Journal of Remote Sensing</i> 39, 1–23. doi:10.1080/01431161.2018.1479790.					
<u>Contribución de cada autor:</u>					
Daniel Borini Alves ha sido el principal responsable de todas las etapas de la investigación y de la redacción final del manuscrito. Raquel Montorio Llovería y Fernando Pérez-Cabello han contribuido con el desarrollo metodológico, el análisis de los resultados y la revisión de los contenidos. Lidia Vlassova ha colaborado en el procesamiento de los datos.					
ISSN	IF (5 años)	IF (2017)	Categoría JCR	Cuartil	Qualis
0143-1161	2.003	1.782	Imaging Science & Photographic Technology	Q2	A1
			Remote sensing	Q3	

* *Qualis* es el sistema brasileño oficial de clasificación de la producción científica (CAPES – Ministerio de la Educación). Dividido en 8 niveles de producción: A1; A2; B1; B2; B3; B4; B5; y C (de la categoría más elevada a la más baja). La clasificación indicada se refiere a la generada por la comisión científica del área de Geografía para el trienio 2013-2016.

PUBLICACIÓN IV - Revista Geografia Ensino & Pesquisa (PPGGEO/UFSM - Santa Maria, Brasil)

Referencia:

Alves, D.B., Pérez-Cabello, F., Cambraia, B.C., Bonadeu, F., Silveira, A.L.P., 2018. Análise multitemporal de áreas afetadas pelo fogo no enclave de cerrado do Parque Nacional dos Campos Amazônicos utilizando sensoriamento remoto e trabalho de campo. *Revista Geografia Ensino & Pesquisa* 22, e18, 1-24. doi:10.5902/2236499433584. Disponible en: <https://periodicos.ufsm.br/geografia/article/view/33584>.

Contribución de cada autor:

Daniel Borini Alves ha sido el principal responsable de todas las etapas de la investigación y de la redacción final del manuscrito. Fernando Pérez-Cabello ha contribuido con el desarrollo metodológico, el análisis de los resultados y la revisión de los contenidos. Bruno Contursi Cambraia ha participado activamente en el trabajo de campo y ha colaborado en la revisión del texto final. Francismeire Bonadeu y Antônio Laffayete Pires da Silveira han sido responsables del análisis de los datos de flora.

<i>ISSN</i>	<i>IF (5 años)</i>	<i>IF (2017)</i>	<i>Categoría JCR</i>	<i>Cuartil</i>	<i>Qualis</i>
2236-4994	-	-	-	-	B2



Universidad Zaragoza

Tesis doctoral
Zaragoza, 2018