Evaluación de severidad de incendios forestales con imágenes Sentinel en el Estado de Durango

Evaluation of forest fire severity on Durango state with Sentinel 2A MSI imagery

Adrián I. Silva-Cardoza[1], Daniel J. Vega-Nieva[2*], Carlos I. Briones-Herrera[3], Jaime Briseño-Reyes[4], Pablito M. López-Serrano[5], José Javier Corral-Rivas[6], Ernesto Alvarado-Celestino[7].

[1] Facultad Ciencias Forestales, Estudiante de Maestría en Geomática Aplicada a Recursos Forestales y Ambientales / Universidad Juárez del Estado de Durango, Durango, Dgo., México.
[2,3,4,5]Facultad Ciencias Forestales Universidad Juárez del Estado de Durango, Durango, Dgo., México.
[6]Instituto de Silvicultura e Industria de la madera, Universidad Juárez del Estado de Durango, Durango, México.
[7]School of Environmental and Forest Sciences. University of Washington, WA, USA.
[*]Autor por correspondencia; correo-e: danieljvn@gmail.com

Resumen:

Los incendios forestales son el agente perturbador ecológico más común en el mundo. En nuestro país, a pesar de que conocemos la superficie afectada y el número de incendios ocurridos, desconocemos el grado de severidad de ellos. El objetivo de este estudio es mapear la severidad del fuego en tres incendios forestales ocurridos en la Sierra Madre Occidental del Estado de Durango, mediante índices espectrales (IE) derivados de imágenes Sentinel-2A (S2) calibrados con datos en campo. El IE *Normalized Burn Ratio* (NBR) se empleó para el estudio, en sus versiones diferenciadas antes y después de cada incendio (dNBR) así como el *Relativized Burn Ratio* (RBR). Se analizó mediante modelos lineales la relación de los IE con un índice de severidad en campo (ISE), basado en el protocolo del índice *Composite Burn Index* (CBI), que integra la severidad en los estratos de dosel, subdosel, matorral y suelo. Se observó un mayor coeficiente de determinación para el RBRc sobre dNBRc (R^2=0.731 y 0.637 respectivamente), posiblemente ligado a la mayor capacidad del primero para discriminar el nivel de impacto en ecosistemas heterogéneos. Finalmente se propusieron cuatro niveles de severidad en base a los umbrales obtenidos de los modelos lineales relacionando el RBRc y dNBRc con el ISE de campo. Nuestros resultados se centran en el análisis de los efectos inmediatos post-incendio y confirman el potencial de la región espectral *red-edge* de S2 para la discriminación de áreas quemadas y severidad en ecosistemas de pinares en el Noroeste de México.

Palabras clave: impacto de incendios forestales, SIG, teledetección, índices espectrales, RBR, NBR.

Abstract:

Wildfires represent the most common disturbance agent across the world. Despite knowledge in Mexico about approximate total burned area and number of wildfires, fire severity studies, particularly involving field calibration, have been very scarce. The aim of this study is to map fire severity on three wildfires occurred in the Sierra Madre Occidental, Durango, Dgo., Mexico through spectral indexes (SI) obtained from Sentinel-2 (S2) imagery calibrated with field data. The Normalized Burn Ratio (NBR) was used for this study; taking into account its difference from bitemporal imagery, before and after the fires (dNBR). The relationship of SI with a field fire severity index, based on *Composite Burn Index* (CBI), that integrates four vegetation and soil strata, was analyzed through linear models. The best predictive capacity was observed for RBRc, followed by dNBRc (R^2=0.731 and 0.637 respectively), possibly related to the higher capacity of RBRc to discriminate fire impact on heterogeneous ecosystems. Finally, thresholds to map four severity levels were proposed based on linear models relating RBRc and dNBRc

with field-ISE. Our result focus on the post-fire effects analysis and corroborate the S2 red-edge potential to discriminate burned areas and fire severity in pine ecosystems in Northwest Mexico.

Keywords: wildfire impact, remote sensing, GIS, spectral index, *Normalized Burn Ratio, Relativized Burn Ratio*.

Introducción

En México, la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) reportó una ocurrencia promedio de 7,087 incendios forestales entre 1970 y 2018, que afectan aproximadamente 253,380 ha, en su mayoría en ecosistemas con especies dominantes de coníferas y latifoliadas (encino) (CONAFOR, 2019). Cerca del 98 % de estos incendios son originados por cuestiones sociales, tales como: actividades agropecuarias, vandalismo y turismo. Pese a que se conoce la extensión aproximada y el número de incendios, en nuestro país se ignora el impacto ecológico de estos, lo que representa una amenaza a los bienes y servicios dentro y fuera del área quemada.

De acuerdo con Keely (2009), la severidad del fuego se define como la magnitud del efecto que provoca el fuego en el suelo y la vegetación. Esta puede ser evaluada a través de variables recolectadas en campo como: proporción de quemado en la vegetación y pérdida de materia orgánica en el suelo (De Santis y Chuvieco, 2009). También puede ser medida haciendo de índices espectrales (e.g. Normalized Burn Ratio (NBR), delta Normalized Burn Ratio (dNBR), Relative Burn Radio (RBR)). Sin embargo, la información de los sensores remoto debe ratificarse con las variables en campo, con la finalidad de calibrarlos (Fang *et al.,* 2018). Distintos autores han hecho uso de estos y otros índices en teledetección para discriminar áreas quemadas por incendios forestales, así como sus impactos a través de sensores remotos (Poursanidis y Chrysoulakis, 2017; Delegido *et al.,* 2018); usando diferentes técnicas y sensores, principalmente de Landsat y MODIS (Chen *et al.* 2005; Rego *et al.* 2018). La plataforma Sentinel 2 (S2), cuenta con un sensor multiespectral (MSI) de 13 bandas espectrales que van de 443 a 2,190 nm con resoluciones espaciales de 10, 20 y 60 m (ESA, 2015). El MSI, según Huang *et al.* (2016) y Curran *et al.* (2001), es uno de los mejores descriptores del contenido de clorofila en las plantas. Éste registra información de la vegetación en la región espectral del *red-edge*, qel cual posee gran potencial en la discriminación de la severidad, incluso con relación a otros sensores, como ETM, OLI, AQUA y TERRA (Rahman *et al.,* 2018; Quintano *et al.,* 2018).

En la República Mexicana los estudios de severidad por incendios forestales son extremadamente escasos (e.g. Rivera-Huerta *et al.,* 2016). Así mismo tampoco existen estudios previos referentes al mapeo de la severidad mediante Sentinel calibrados con información de campo. En ese sentido, el objetivo de este trabajo es mapear la severidad de tres incendios ocurridos en la Sierra Madre Occidental del estado de Durango a través de índices espectrales del sensor MSI de S2, calibrados con información en campo.

Materiales y Métodos

El área de estudio

El área de estudio abarca tres incendios ocurridos en los meses de abril y mayo del 2019, en la provincia fisiográfica de la Sierra Madre Occidental del Estado de Durango (SMO). La SMO se localiza en la porción noroeste del estado, entre las coordenadas 26°59’50’’ N, 22°20’26’’ S de latitud norte y 103°42’26’’ E, 107°14’12’’ O de longitud oeste; ocupa el 71 % del estado de Durango (Figura 1).

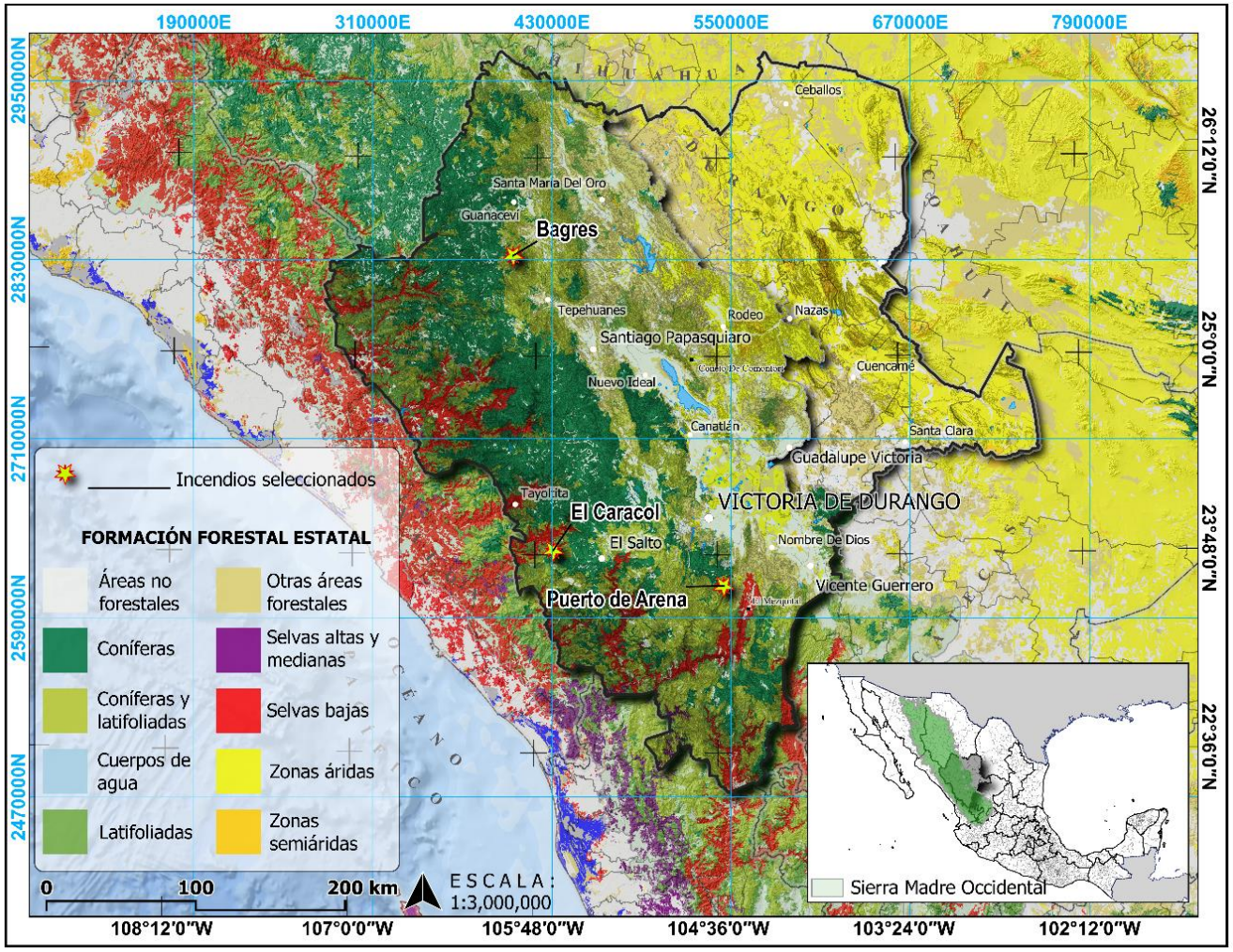


Figura. 1. Ubicación de los incendios seleccionados en el estado de Durango.

En esta región destacan las formaciones forestales compuestas por coníferas (26 %), albergando bosques de Pinus, Juniperus y Cupressus; coníferas y latifoliadas (22 %) con presencia de bosques mixtos de Pinus y Quercus, pastizales naturales (14 %) y latifoliadas con especies del género Quercus (10.4 %) (González-Elizondo *et al.*, 2012, INEGI, 2016).

Así mismo, los climas con mayor extensión en la región son: semiseco templado, semifrío subhúmedo y templado subhúmedo (BS1Kw(w), C(E)(w2), C(w2) (García, 2004). La precipitación media anual varia de 300 a 1,500 mm con lluvias en verano y la temperatura media anual varía entre 5 a 18°C (INEGI, 2008).Los suelos son principalmente litosoles, regosoles, feozems y cambisoles, de textura mediana, (INIFAP y CONABIO, 1995). La fisiografía está caracterizada por superficies de grandes mesetas que se extiende sobre la parte central de la región, además de sierras con pendientes que van desde 20 al 80 % de inclinación del terno. También se cuenta con la presencia lomeríos y valles con rangos altitudinales de 800 a 3,200 m. (INEGI, 2001a, 2001b). En el Cuadro 1 se muestra las características de los incendios seleccionados.

Cuadro. 1. Incendios seleccionados en Durango.

Nombre	Fecha de inicio-término	Municipio	Tipo de vegetación*	X	Y
Mezquital	2019/04/26-2019/05/29	Mezquital	BQP	-104.5585	23.6104
Pueblo Nuevo	2019/05/14-2019/06/29	Pueblo Nuevo	BPQ	-105.6794	23.8249
Tepehuanes	2019/04/19-2019/05/09	Tepehuanes	BP	-105.9555	25.6077

**BQP= Bosque de encino-pino, BPQ= Bosque de pino-encino, BP= Bosque de pino*

Imágenes satelitales

Se adquirieron imágenes de Sentinel 2 para cada incendio (imágenes del pre y post-incendio) del sitio web *Earth Explorer* (EE, https://earthexplorer.usgs.gov/). Las características de las imágenes descargadas se muestran en el Cuadro 2.

Cuadro. 2. Imágenes adquiridas de Sentinel 2 para de los incendios seleccionados

Nombre	Tipo	ID del producto	Nubosidad (%)
Mezquital	Pre	L1C_T13QEG_A010377_20190302T174157	0.0
	Post	L1C_T13QEG_A011807_20190610T174426	23.4
Pueblo Nuevo	Pre	L1C_T13QDG_A010377_20190302T174157	0.0
	Post	L1C_T13QDG_A011664_20190531T174434	5.6
Tepehuanes	Pre	L1C_T13RDJ_A010377_20190302T174157	0.0
	Post	L1C_T13RDJ_A011378_20190511T174054	0.6

Los valores digitales de las imágenes se transformaron en reflectancias aparentes a partir del TOA (*Top of Atmosphere*) basadas en el método de Chávez (1996) de extracción de objetos oscuros (Dark Object Substraction); mediante el complemento de clasificación Semi-Automático propuesto por Congedo (2016) en el software QGIS (QGIS Development Team 2019).

Cálculo de índices espectrales para el mapeo de severidad

Se calculó el índice espectral NBR (Ecuación 1) así como versiones utilizando la región del *red-edge y* las dos bandas en el infrarrojo cercano (Ecuación 2-5). Estas fueron las siguientes:

Cuadro. 3. Índices espectrales para discriminación de áreas quemadas.

Referencia	Indices espectrales	Ecuación	
Mallinis *et al.* (2018)	*NBR* =	$(B8A - B12 \,/\, B8A + B12) * 1000$	(1)
Key y Benson (2004)	*NBR1* =	$(B8 - B12 \,/\, B8 + B12) * 1000$	(2)
Huang et al. (2016)	*NBR2* =	$(B8A - B11 \,/\, B8A + B11) * 1000$	(3)
Roteta *et al.* (2019)	*NBR3* =	$(B8 - B11 \,/\, B8 + B11) * 1000$	(4)
García y Caselles (1991)	*NBR4* =	$(B11 - B12 \,/\, B11 + B12) * 1000$	(5)

Adicionalmente para los IE en el Cuadro 3 (Ecuaciones 1-5), se substrajo el post-incendio del pre-incendio, con la finalidad de medir el cambio absoluto (índices diferenciados) así como las versiones relativas (Parks *et al.*, 2014). En el Cuadro 4, se muestran las ecuaciones para cada índice diferenciado.

Cuadro. 4. Índices espectrales calculados para estimar la severidad por incendios.

Indices diferenciados	Formula		Indices diferenciados	Formula	
dNBRc =	$(NBR_{pre} - NBR_{post}) - dNBR_{offset}$	(6)	*RBRc*	$dNBRc \,/(NBR_{pre} + 1.001)$	(11)
dNBR1c =	$(NBR1_{pre} - NBR1_{post}) - dNBR1_{offset}$	(7)	*RBR1c*	$dNBR1c \,/NBR1_{pre} + 1.001$	(12)
dNBR2c =	$(NBR2_{pre} - NBR2_{post}) - dNBR2_{offset}$	(8)	*RBR2c*	$dNBR2c \,/NBR2_{pre} + 1.001$	(13)
dNBR3c =	$(NBR3_{pre} - NBR3_{post}) - dNBR3_{offset}$	(9)	*RBR3c*	$dNBR3c \,/NBR3_{pre} + 1.001$	(14)
dNBR4c =	$(NBR4_{pre} - NBR4_{post}) - dNBR4_{offset}$	(10)	*RBR4c*	$dNBR4c \,/NBR4_{pre} + 1.001$	(15)

Se emplearon las versiones corregidas de cada IE calculado (Ecuación 6-15), con la finalidad de considerar el efecto causado por la fenología de la vegetación entre las imágenes del pre y el post (Miller y Thode, 2007, Key, 2006). La corrección consiste en restar a cada IE el promedio de pixeles que están *ex-situ* del perímetro de cada incendio (i.e. pixeles no quemados), o "*offset*", siguiendo la metodología de Parks *et al.* (2014). El área no quemada para el cálculo de la corrección fenológica se definió como un buffer de 3 a 5 km en el exterior del perímetro interpolado de puntos de calor MODIS y VIIRS del incendio, según la metodología de Briones-Herrera *et al.* (2020).

Datos de campo

Se levantaron un total de 115 parcelas circulares de 15 m de radio en los tres incendios para efectuar la evaluación de la severidad. Estas se distribuyeron de forma estratificada procurando áreas homogéneas dentro y fuera del perímetro de cada incendio (77 sitios quemados y 38 controles no quemados). Las variables de severidad en campo se midieron en los siguientes estratos vegetales: dosel, subdosel y matorral. En estos se registró la proporción de soflamado de copa para cada árbol en el sitio (componente vegetal), que fue promediado para cada estrato. La severidad en el suelo fue medida en 9 cuadrados de 30 x 30 cm, cada 5 m en 3 transectos de 15 m con azimuts de 0°,120° y 240° desde el centro de la parcela. En cada cuadrado, se empleó la clave de severidad de suelo de Vega *et al.* (2013a), que considera la proporción hojarasca y mantillo consumida por el fuego; color y profundidad de ceniza, al igual que la pérdida de estructura en el suelo y el porcentaje de cobertura ocupado por cada nivel de severidad de suelo en cada cuadrado evaluado, en cada sitio. El nivel de severidad promedio en el suelo (1-5) fue escalado de 1 a 100 (multiplicando por 20) para homogeneizar con la escala de la severidad en la vegetación. Finalmente, se calculó un índice de severidad en campo (ISE), como el promedio de estratos de dosel, subdosel, matorral y suelo, similar al protocolo *Composite Burn Index* (CBI) desarrollado por Key y Benson (2004).

Análisis estadístico

Se realizó un análisis exploratorio para determinar la capacidad predictiva de los índices espectrales y la información en campo mediante modelos de regresión lineales y no lineales. En base a la distribución observada, se ajustaron modelos lineales simples sin intercepto, utilizando el comando "lm" del software R (Rstudio Team 2019). La evaluación de los modelos mediante se realizó en base al coeficiente de determinación (R^2) y su error de cuadrático medio (RSME) (Ryan 2008).

Resultados y discusión

Correlación de los índices espectrales de *Earth Explorer* y las variables de severidad en campo

El IE con mayor coeficiente de determinación fue el índice relativizado (RBRc) que la versión absoluta del mismo (dNBRc) (R^2=0.731 y 0.637 respectivamente). Los parámetros de ajuste estadístico se muestran en el Cuadro 5.

Cuadro. 5. Parámetros estadísticos de los modelos de regresión lineal en con imágenes en EE.

Parámetros de ajuste estadístico		Indices de vegetación									
		dNBRc	**dNBR1c**	**dNBR2c**	**dNBR3c**	**dNBR4c**	**RBRc**	**RBR1c**	**RBR2c**	**RBR3c**	**RBR4c**
ISE:	β_1	7.744	7.67	4.496	4.388	3.449	6.195	6.42	4.374	4.524	2.78
	SE	0.306	0.313	0.213	0.216	0.137	0.196	0.207	0.175	0.187	0.102
	R^2	0.637	0.61	0.555	0.521	0.618	0.736	0.724	0.645	0.619	0.659
	RMSE	154.4	157.9	107.4	109	68.9	99	104.2	88.1	94.5	51.3

$\boldsymbol{\beta_1}$ = Coeficiente de la regresión lineal, ***SE***= error estándar del coeficiente, $\boldsymbol{R^2}$ = coeficiente de determinación, ***RMSE*** = error cuadrático medio. ***ISE***= índice de severidad en campo.

No existen estudios abundantes donde hayan evaluado las relaciones entre índices espectrales y severidad medida en campo, mediante el sensor MSI de S2. Nuestros resultados coinciden con las observaciones de Huang *et al.* (2016), Fernández-Manso *et al.* (2016), Quintano *et al.* (2018) o Barboza-Castillo *et al.* (2020) donde el uso del NIR en la región del *red-edge* (B8A) y la del infrarrojo de onda corta (SWIR2, B12) de S2 fueron las más apropiadas para la discriminación de áreas quemadas frente a su versión amplia (B8), incluso frente a su homólogo Landsat (Rahman *et al.* 2018, Colson *et al.* 2018; Montorio *et al.* 2020).

Del mismo modo. con respecto a los índices espectrales, se corroboraron los resultados de autores como Parks *et al.* (2014) o Botella y Fernández (2017) donde el RBR mostró una mayor relación con la severidad observada en campo en ecosistemas heterogéneos. Para este estudio, los incendios cubrieron ecosistemas de pino y encino en un gradiente climático de semicálido a templado frío, coincide también

con lo constatado en gradientes de España, Canadá y Estados Unidos para Landsat en los estudios de Fernández-Garcia *et al.*, (2018) o Parks *et al.* (2018), respectivamente. Por otro lado, en condiciones con mayor homogeneidad y densidad arbórea, se han encontrado publicaciones donde el dNBR fue más alto (Gómez-Sánchez *et al.* 2017; Mallinis *et al.* 2018). La versión relativa de los IE (i.e. RBR) puede mejorar el poder predictivo al tomar en cuenta estas condiciones de la cubierta vegetal antes del incendio (Miller y Thode 2007, Parks *et al.* 2014), dado que los cambios de reflectancia asociados al incendio pueden presentar mayor variabilidad cuando se presentan condiciones heterogéneas de coberturas y tipos de vegetación (Key y Benson 2004; Epting *et al.* 2005).

Umbrales de severidad

Se determinaron en base a los modelos ajustados (Cuadro 5) los umbrales de severidad para RBRc y dNBRc, correspondientes a las siguientes categorías del ISE (%): Extrema (>90), Alta (60-90), Moderada (30-60) y Baja (<30). En la escala del ISE, 0 representa ningún impacto en el área y 100 % representa el nivel extremo (pérdida total de la biomasa vegetal y materia orgánica en el suelo). Para la definición de los niveles de severidad en base a sus efectos en la vegetación, se consideró tanto la escala del índice CBI, así como las observaciones en ecosistemas de pino y encino en México (e.g. Rodriguez-Trejo *et al.*, 2019) y en otros ecosistemas de pino templado (e.g. Vega *et al.*, 2011), donde se ha presentado una mayor mortalidad de individuos (vegetación) después de un incendio, cuando más de 2/3 su copa es afectado por el fuego. Por tanto, a consecuencia de monitorear los efectos de un incendio (i.e. la mortalidad inmediata post-incendio), debe de prestarse atención especial a las áreas de severidad *Alta*, donde se espera mayor mortalidad y en *Extrema*, una calcinación completa del arbolado. Así mismo, en áreas de severidad *Media* (pérdida del 30 a 60% de la copa), se debe atender la posible mortalidad causada por plagas, que muestran preferencia por estos niveles intermedios de impacto en el arbolado (e.g. Vega *et al.*, 2011). Adicionalmente, con la finalidad de planificar las acciones de protección del suelo post-incendio, es recomendable centrar la evaluación en áreas de severidad *Extrema*, priorizando estas acciones zonas con riesgos erosivos inmediatos (i.e. calcinación completa del arbolado, combustión total de mantillo y hojarasca, indicando ceniza de color gris claro, con espesor mayor a 0.5 cm, y estructura edafológica alterada en una profundidad de más de 0.5-1 cm), corroborados mediante observaciones visuales en campo (Vega *et al.*, 2013a, 2013b).

Son más escasos los estudios que han determinado umbrales de severidad representados en campo para el RBR no solamente en nuestro país sino en el mundo, en comparación con los umbrales ampliamente documentados del dNBR en bosques de coníferas de U.S. (Key y Benson, 2004, Parks *et al.*, 2014; Picotte *et al.*, 2020, Parks *et al.*, 2018, Kovács 2019). A pesar de que los umbrales obtenidos en este estudio, son relativamente similares a los reportados en otros (e.g. Rego *et al.* 2018, Arellano *et al.* 2017; Parks *et al.* 2014), existen variaciones entre estos. Las diferencias pueden ser explicadas en parte por los criterios empleados para la definición de niveles de severidad, que en nuestro caso amplían el protocolo CBI de Key y Benson (2004) para diferenciar un nivel alto (monitoreo de mortalidad) de un nivel extremo (monitoreo de impacto en el suelo y priorización de acciones de protección de suelo), basando éste ultimo a estudios previos de erosión post-incendio (e.g. Vega *et al.* 2013a, 2013b; Fernández y Vega, 2015). Asimismo, estas diferencias pueden verse influenciadas por los distintos métodos de proceso de imágenes satelitales, resaltando la consideración de la variación fenológica de la vegetación (Kolden *et al.* 2015), los periodos empleados entre las imágenes (Kovács 2019) y las técnicas de los compuestos o imágenes de escena única (Whitman *et al.* 2020). En ese sentido es importante tomar en cuenta la corrección fenológica de los índices espectrales al estudiar múltiples incendios (Key 2006; Parks *et al.* 2014), para minimizar las variaciones atribuibles a meteorología y fenología en ecosistemas y fechas heterogéneas, que tienden a ser menores con imágenes cercanas en el tiempo en intervalos de periodo cortos de análisis, lo cual a veces puede verse limitado por la disponibilidad de imágenes libres de nubes.

Cuadro. 6. Umbrales de los niveles de severidad del RBRc y dNBRc calibrados con ISE (%) = < 10 (*Muy baja*), 10-30 (*Baja*), 30-60 (*Moderada*), 60-90 (*Alta*), > 90 (*Extrema*)

Índice	Muy baja /No quemado	Baja	Media	Alta	Extrema
RBRc	<62	62-186	186-372	372-558	>558
dNBRc	<77	77-232	232-465	465-697	>697

Mapeado de severidad

En la Figura 2, se muestra el mapeo de severidad de los incendios seleccionados en la Sierra Madre Occidental del Estado de Durango, calibrados con información en campo (i.e. ISE). Los umbrales del Cuadro 6 se emplearon para este mapeo, el cual representa la probabilidad de mortalidad del arbolado y riesgo de erosión en el suelo. Las Figuras 2a, 2b y 2c corresponden al RBRc y las 2d, 2e y 2f al dNBRc. En estas figuras podemos ratificar lo reportado por Miller y Thode (2007), en lugares con baja biomasa inicial en el pre-incendio, los IE relativos obtienen mayor valor que el absoluto (i.e. dNBRc). Tal es el caso del incendio del Mezquital (Figura 2a y 2d), en la parte noroeste corresponden a ecosistemas de matorral y pastizales (baja cobertura); el RBRc (Figura 2a) refleja mayor superficie de nivel *Alto* (color rojo) que el dNBRc (Figura 2d). Cuando se presentan valores extremos de IE relativos (> 2000) en lugares con poca cobertura vegetal, se infiere a la sensibilidad del satélite (i.e. S2) para discriminar áreas con suelo descubierto.

Conclusiones

Los índices espectrales analizados permitieron mapear la severidad post-incendio en ecosistemas de pino y encino de templado frío a semiárido, mostrando una buena relación con el índice de severidad medido en campo que considera el nivel de impacto por el fuego la vegetación y suelo. El índice espectral corregido RBRc demostró el mejor potencial para mapear la severidad en los ecosistemas analizados en la Sierra Madre Occidental del Estado de Durango, dada su buena relación (R^2=0.731) con la información de severidad recolectada en campo. Investigaciones futuras analizarán la aplicabilidad de las relaciones y umbrales obtenidos en otros ecosistemas, así como posibles variaciones a los mismos entre ecosistemas y regiones climáticas. El uso de imágenes satelitales para el mapeo de la severidad muestra gran potencial para hacer uso eficiente de los recursos en los programas de restauración y conservación de los ecosistemas en el país, destacando la capacidad del red-edge de Sentinel para discriminar el efecto del fuego en los ecosistemas forestales a escalas espaciales relativamente finas (20 m).

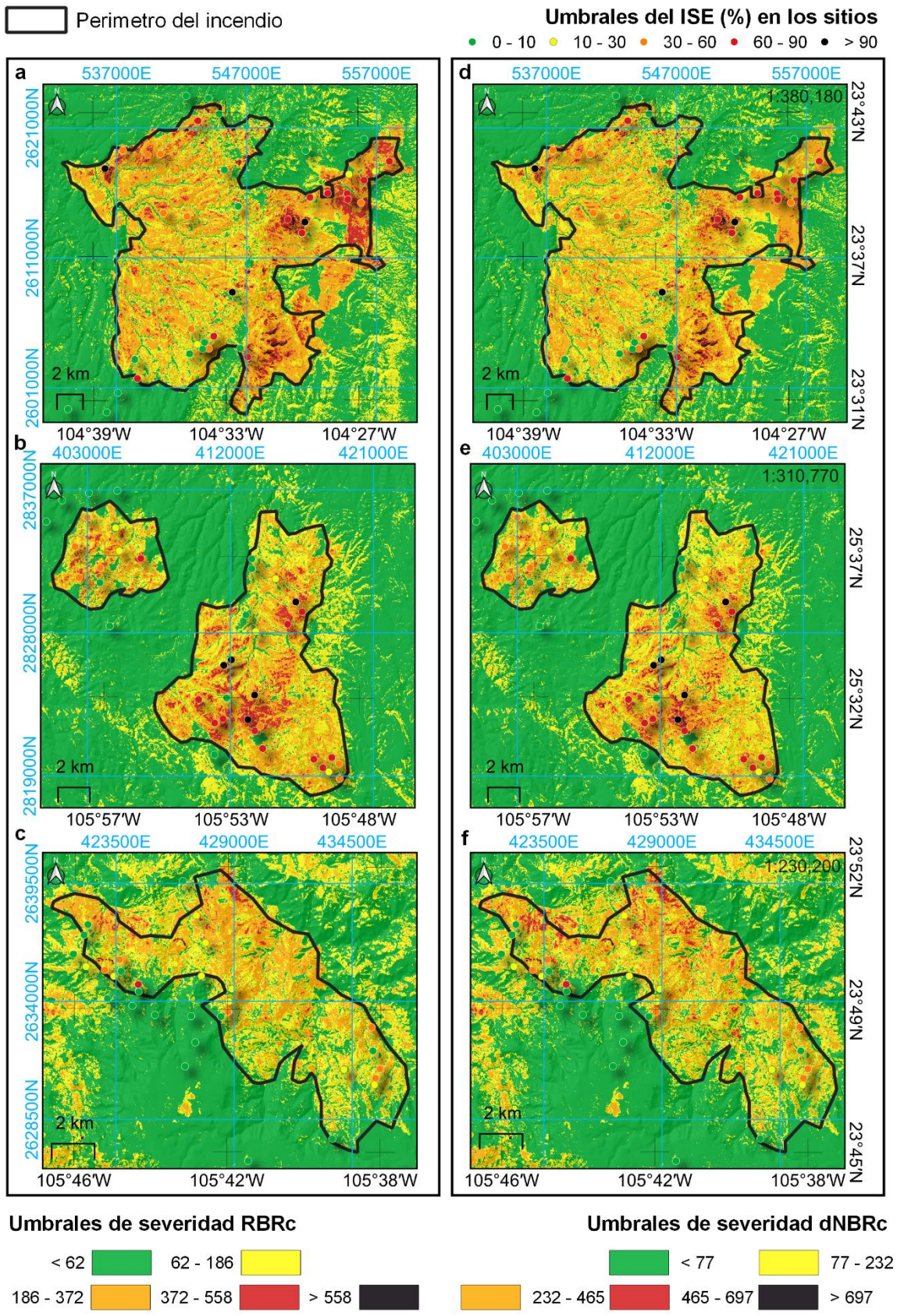


Figura. 2. Mapeo de la severidad de los incendios seleccionados, img de la izquierda corresponden a umbrales del RBRc; de la derecha del dNBRc. Los incendios a) y d) Mezquital, b) y e) Tepehuanes, c) y f) Pueblo Nuevo.

Referencias

Arellano, S., Vega, J. A., Rodríguez y Silva, F., Fernández, C., Vega-Nieva, D., Álvarez-González, J. G., & Ruiz-González, A. D. (2017). Validación de los índices de teledetección dNBR y RdNBR para determinar la severidad del fuego en el incendio forestal de Oia-O Rosal (Pontevedra) en 2013. Revista de Teledetección, (49), 49-61.

Barboza Castillo, E., Turpo Cayo, E. Y., de Almeida, C. M., Salas López, R., Rojas Briceño, N. B., Silva López, J. O., ... & Espinoza-Villar, R. (2020). Monitoring wildfires in the northeastern peruvian amazon using landsat-8 and sentinel-2 imagery in the GEE platform. ISPRS International Journal of Geo-Information, 9(10), 564.

Botella-Martínez, M. A., & Fernández-Manso, A. (2017). Estudio de la severidad post-incendio en la Comunidad Valenciana comparando los índices dNBR, RdNBR y RBR a partir de imágenes Landsat 8. Revista de Teledetección, (49), 33-47.

Briones-Herrera, C. I., Vega-Nieva, D. J., Monjarás-Vega, N. A., Briseño-Reyes, J., López-Serrano, P. M., Corral-Rivas, J. J., ... & Parks, S. A. (2020). Near Real-Time Automated Early Mapping of the Perimeter of Large Forest Fires from the Aggregation of VIIRS and MODIS Active Fires in Mexico. Remote Sensing, 12(12), 2061.

Chavez, P. S. (1996). Image-based atmospheric corrections-revisited and improved. Photogrammetric engineering and remote sensing, 62(9), 1025-1035.

Chen, X., Vierling, L., Deering, D., & Conley, A. (2005). Monitoring boreal forest leaf area index across a Siberian burn chronosequence: a MODIS validation study. International Journal of Remote Sensing, 26(24), 5433-5451.

Colson, D., Petropoulos, G. P., & Ferentinos, K. P. (2018). Exploring the potential of Sentinels-1 & 2 of the Copernicus Mission in support of rapid and cost-effective wildfire assessment. International journal of applied earth observation and geoinformation, 73, 262-276.

CONAFOR (Comisión Nacional Forestal, México). 2019. Programa de Manejo del Fuego. Gerencia de Manejo del Fuego. Comisión Nacional Forestal. Mexico. Programa de Manejo del Fuego (en línea, sitio web). Consultado el 30 de oct. 2020. Disponible en https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/464834/PROGRAMA_DE_MANEJO_DEL_FUEGO_2019.pdf

Congedo, L. (2016). Semi-automatic classification plugin documentation. Release, 4(0.1), 29.

Curran, P. J., Dungan, J. L., & Peterson, D. L. (2001). Estimating the foliar biochemical concentration of leaves with reflectance spectrometry: Testing the Kokaly and Clark methodologies. Remote sensing of Environment, 76(3), 349-359.

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(3), 554-562.

Delegido, J., Pezzola, A., Casella, A., Winschel, C., Urrego, E. P., Jimenez, J. C., ... & Moreno, J. (2018). Estimación del grado de severidad de incendios en el sur de la provincia de Buenos Aires, Argentina, usando Sentinel-2 y su comparación con Landsat-8. Revista de Teledetección, (51), 47-60.

Epting, J., Verbyla, D., & Sorbel, B. (2005). Evaluation of remotely sensed indices for assessing burn severity in interior Alaska using Landsat TM and ETM+. Remote Sensing of Environment, 96(3-4), 328-339.

ESA (European Space Agency, Paris). 2015. Sentinel-2: Satelilite Description: Resolution and Swath (en línea, sitio web). Consultado el 04 de abr. 2019. Disponible en https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-2/instrument-payload/resolution-and-swath

Fang, L., Yang, J., White, M., & Liu, Z. (2018). Predicting potential fire severity using vegetation, topography and surface moisture availability in a Eurasian boreal forest landscape. Forests, 9(3), 130.

Fernández, C., & Vega, J. A. (2016). Modelling the effect of soil burn severity on soil erosion at hillslope scale in the first year following wildfire in NW Spain. Earth Surface Processes and Landforms, 41(7), 928-935.

Fernández-Alonso, J. M., Vega, J. A., Jiménez, E., Ruiz-González, A. D., & Alvarez-Gonzalez, J. G. (2017). Spatially modeling wildland fire severity in pine forests of Galicia, Spain. European journal of forest research, 136(1), 105-121.

Fernández-García, V., Santamarta, M., Fernández-Manso, A., Quintano, C., Marcos, E., & Calvo, L. (2018). Burn severity metrics in fire-prone pine ecosystems along a climatic gradient using Landsat imagery. Remote Sensing of Environment, 206, 205-217.

Fernández-Manso, A., Fernández-Manso, O., & Quintano, C. (2016). SENTINEL-2A red-edge spectral indices suitability for discriminating burn severity. International journal of applied earth observation and geoinformation, 50, 170-175.

García, E. (2004). "Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen". Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. 5ª Edición,, México. pp. 98.

García, M. L., & Caselles, V. (1991). Mapping burns and natural reforestation using Thematic Mapper data. *Geocarto International*, *6*(1), 31-37.

Gómez-Sánchez, E., De Las Heras, J., Lucas-Borja, M., & Moya, D. (2017). Ajuste de metodologías para evaluar severidad de quemado en zonas semiáridas (SE peninsular): Incendio Donceles 2012. Revista de Teledetección, (49), 103-113.

González-Elizondo, M. S., González-Elizondo, M., Tena-Flores, J. A., Ruacho-González, L., & López-Enríquez, I. L. (2012). Vegetación de la sierra madre occidental, México: Una síntesis. *Acta botánica mexicana*, (100), 351-403.

Huang, H., Roy, D. P., Boschetti, L., Zhang, H. K., Yan, L., Kumar, S. S., ... & Li, J. (2016). Separability analysis of Sentinel-2A multi-spectral instrument (MSI) data for burned area discrimination. Remote Sensing, 8(10), 873.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México). 2001a. Conjunto de datos vectoriales Fisiográficos, Continuo Nacional escala 1:1, 000,000, Serie I, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México. Consultada el 01/12/2018 en: http://www.beta.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825267582

INEGI. 2001b. Conjunto de datos vectoriales Sistema de Topoformas, Continuo Nacional escala 1:1, 000,000, Serie I, Provincias Fisiográficas, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México. Consultada el 01/12/2018 en: http://www.beta.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825267575

INEGI. 2008. Conjunto de datos vectoriales, escala 1:1, 000,000. Unidades Climatológicas. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México. Consultada el 01/12/2018 en: http://www.beta.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825267568

INEGI. 2016. Conjunto de datos vectoriales de Uso del Suelo y Vegetación, Serie VI (2016), escala 1:250,000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México. Consultada el 01/12/2019 en: http://www.beta.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463598459

INIFAP-CONABIO (Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México). 1995. Edafología, escala 1:1, 000,000. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Consultada el 01/12/2018 en: http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/

Vega, JA; Fontúrbel, T; Fernández, C; Díaz-Raviña, M; Carballas, T; Martín, A; González-Prieto, S; Merino, A; Benito, E. (2013a). Acciones urgentes contra la erosión en áreas forestales quemadas: Guía para su planificación en Galicia. Galicia, España. Andavira. p. 140.

Vega, J. A., Fontúrbel, T., Merino, A., Fernández, C., Ferreiro, A., & Jiménez, E. (2013b). Testing the ability of visual indicators of soil burn severity to reflect changes in soil chemical and microbial properties in pine forests and shrubland. Plant and Soil, 369(1), 73-91.

Keeley, J. E. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International journal of wildland fire*, *18*(1), 116-126.

Key, C. H. (2006). Ecological and sampling constraints on defining landscape fire severity. Fire Ecology, 2(2), 34-59.

Key, CH; Benson, NC. 2004. Ground measure of severity, the Composite Burn Index; and remote sensing of severity, the Normalized Burn Ratio, FIREMON landscape assessment documents. In FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system. Fort Collins, Estados Unidos de América, US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 164 p (entre p. LA-1 y LA-55). Reporte Técnico General. RMRS-GTR-164.

Kolden, C. A., Smith, A. M., & Abatzoglou, J. T. (2015). Limitations and utilisation of Monitoring Trends in Burn Severity products for assessing wildfire severity in the USA. International Journal of Wildland Fire, 24(7), 1023-1028.

Kovács, K.D. (2019). Evaluation of burned areas with Sentinel-2 using SNAP: The Case of Kineta and Mati, Greece, July 2018. Geographia Technica, 14(2).

Mallinis, G., Mitsopoulos, I., & Chrysafi, I. (2018). Evaluating and comparing Sentinel 2A and Landsat-8 Operational Land Imager (OLI) spectral indices for estimating fire severity in a Mediterranean pine ecosystem of Greece. GIScience & Remote Sensing, 55(1), 1-18.

Miller, J. D., & Thode, A. E. (2007). Quantifying burn severity in a heterogeneous landscape with a relative version of the delta Normalized Burn Ratio (dNBR). *Remote Sensing of Environment*, *109*(1), 66-80.

Montorio, R., Pérez-Cabello, F., Alves, D. B., & García-Martín, A. (2020). Unitemporal approach to fire severity mapping using multispectral synthetic databases and Random Forests. *Remote Sensing of Environment*, *249*, 112025.

Parks, S. A., Dillon, G. K., & Miller, C. (2014). A new metric for quantifying burn severity: the relativized burn ratio. *Remote Sensing*, *6*(3), 1827-1844.

Parks, S. A., Dobrowski, S. Z., & Panunto, M. H. (2018). What drives low-severity fire in the southwestern USA?. *Forests*, *9*(4), 165.

Parks, S. A., Holsinger, L. M., Voss, M. A., Loehman, R. A., & Robinson, N. P. (2018). Mean composite fire severity metrics computed with Google Earth Engine offer improved accuracy and expanded mapping potential. *Remote Sensing*, *10*(6), 879.

Picotte, J.J. 2020. Development of a new open-source tool to map burned area and burn severity. U.S. Forest Service RMRS P-78.

Poursanidis, D., & Chrysoulakis, N. (2017). Remote Sensing, natural hazards and the contribution of ESA Sentinels missions. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, *6*, 25-38.

QGIS Development Team. 2019. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. http://qgis.osgeo.org

Quintano, C., Fernández-Manso, A., & Fernández-Manso, O. (2018). Combination of Landsat and Sentinel-2 MSI data for initial assessing of burn severity. *International journal of applied earth observation and geoinformation*, *64*, 221-225.

Rahman, S., Chang, H. C., Hehir, W., Magilli, C., & Tomkins, K. (2018, July). Inter-Comparison of Fire Severity Indices from Moderate (Modis) and Moderate-To-High Spatial Resolution (Landsat 8 & Sentinel-2A) Satellite Sensors. In *IGARSS 2018-2018 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium* (pp. 2873-2876). IEEE.

Rego, C. A., González, A. D. R., & Arellano, S. (2018). Evaluación y cartografiado de la severidad de los grandes incendios ocurridos en el distrito forestal XIV (Verín-Viana) entre 2006-2016. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, (44), 169-182.

Rivera-Huerta, H., Safford, H. D., & Miller, J. D. (2016). Patterns and trends in burned area and fire severity from 1984 to 2010 in the Sierra de San Pedro Mártir, Baja California, Mexico. *Fire Ecology*, *12*(1), 52-72.

Rodríguez-Trejo, D. A., Martínez Muñoz, P., Pulido Luna, J. A., Martínez Lara, P. J., & Cruz-López, J. D. (2019). Instructivo de quemas prescritas para el manejo integral del fuego en el municipio de Villaflores y la Reserva de la Biosfera La Sepultura, Chiapas. *Chiapas, México: Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, USDA FS, US AID, BIOMASA, AC, Universidad Autónoma Chapingo, Ayuntamiento de Villaflores, SEMARNAT, CONAFOR, CONANP, Gobierno del Estado de Chiapas*.

Roteta, E., Bastarrika, A., Padilla, M., Storm, T., & Chuvieco, E. (2019). Development of a Sentinel-2 burned area algorithm: Generation of a small fire database for sub-Saharan Africa. *Remote sensing of environment*, *222*, 1-17.

Team, R. (2019). RStudio: integrated development for R. RStudio. Inc., Boston, MA, 700. http://www.rstudio.com

Ryan, T. P. (2008). *Modern regression methods* (Vol. 655). John Wiley & Sons.

Vega, J. A., Fontúrbel, T., Fernández, C., Arellano, A., Díaz-Raviña, M., Carballas, T., ... & Benito, E. (2013). Acciones urgentes contra la erosión en áreas forestales quemadas. *Guía para su planificación en Galicia. Santiago de Compostela: Andavira*.

Whitman, E., Parisien, M. A., Holsinger, L. M., Park, J., & Parks, S. A. (2020). A method for creating a burn severity atlas: an example from Alberta, Canada. *International journal of wildland fire*, *29*(11), 995-1008.