

# EXTENSIÓN Y SEVERIDAD DE INCENDIOS FORESTALES EN MICHOACÁN EN 2021 A PARTIR DE IMÁGENES SENTINEL-2

## BURNED AREA AND SEVERITY OF FOREST FIRES IN MICHOACÁN IN 2021 USING SENTINEL-2 IMAGES

**España-Boquera, M.L.; O. Champo-Jiménez y M.D. Uribe-Salas**

EXTENSIÓN Y SEVERIDAD DE INCENDIOS FORESTALES EN MICHOACÁN EN  
2021 A PARTIR DE IMÁGENES SENTINEL-2

BURNED AREA AND SEVERITY OF FOREST FIRES IN MICHOACÁN IN 2021  
USING SENTINEL-2 IMAGES



## Extensión y severidad de incendios forestales en Michoacán en 2021 a partir de imágenes Sentinel-2

### Burned area and severity of forest fires in Michoacán in 2021 using Sentinel-2 images

España-Boquera M.L.;  
O. Champo-Jiménez  
y M.D. Uribe-Salas

EXTENSIÓN Y SEVERIDAD  
DE INCENDIOS  
FORESTALES EN  
MICHOCÁN EN 2021 A  
PARTIR DE IMÁGENES  
SENTINEL-2

BURNED AREA AND  
SEVERITY OF FOREST  
FIRES IN MICHOCÁN IN  
2021 USING SENTINEL-2  
IMAGES

POLIBOTÁNICA

Instituto Politécnico Nacional

Núm. 57: 00-00. Enero 2024

DOI:  
10.18387/polibotanica.57.7

María Luisa España-Boquera

<https://orcid.org/0000-0001-6255-2802>

Omar Champo-Jiménez

<https://orcid.org/0000-0002-7719-5331>

María Dolores Uribe-Salas / [maria.uribe@umich.mx](mailto:maria.uribe@umich.mx)

<https://orcid.org/0000-0002-4788-0290>

Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales,  
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Posta Veterinaria,  
carretera Morelia Zinapécuaro, Tarímbaro, Michoacán, México, CP 58880

**RESUMEN:** Los incendios forestales son perturbaciones ambientales importantes, recurrentes en la primavera michoacana, donde fueron particularmente numerosos en el año 2021, durante el confinamiento por la pandemia del COVID-19. El objetivo de este trabajo fue identificar los incendios ocurridos en 2021 en las zonas forestales del noroeste de Michoacán, evaluando la severidad y la recuperación a partir de índices espectrales de vegetación calculados en imágenes Sentinel-2 de diferentes fechas. La severidad se determinó a partir del dNBR (incremento del *Normalized Burned Ratio*) en primavera y la recuperación con el dNDVI (incremento del *Normalized Difference Vegetation Index*) y dCIre (incremento del *Chlorophyll Index Red Edge*), en primavera e invierno. Se distinguieron cinco tipos de vegetación (V1 a V5) según el comportamiento del NDVI en las fechas consideradas. Las áreas quemadas se identificaron clasificando la imagen de mayo. De V1 (arbustiva caducifolia con baja densidad) se quemaron 15161 ha (31%), 72% con afectación baja o moderada-baja; se observó una gran capacidad de regeneración. De V2 (caducifolia con alta densidad, encinos), se quemaron 17029 ha (34%), 64% con afectación moderada-alta o alta; hubo rebrote tras los incendios moderados. De V3 y V4 (perennifolia con baja y alta densidad, coníferas) se quemaron, respectivamente, 1999 ha (4%) y 7366 ha (15%), 95% y 79% con afectación baja o moderada-baja; hubo recuperación tras incendios poco graves, con mayor resiliencia de V4. De V5 (bosque tropical caducifolio) se quemaron 7967 ha (16%), 91% con afectación baja o moderada-baja, observándose mayor recuperación en las zonas más afectadas, como un efecto de rebrote post-incendio de la vegetación. La teledetección es una herramienta muy versátil para la evaluación de los incendios y el seguimiento de la recuperación, si bien no sustituye la observación en campo.

**Palabras clave:** CIre, Copernicus, COVID-19, Meseta Purépecha, NBR, NDVI.

**ABSTRACT:** Forest fires are important environmental perturbations, recurrent in the Michoacán spring, where they were particularly numerous in 2021, during the confinement caused by the COVID-19 pandemic. The objective of this work was to identify the fires of 2021, in the forest areas of northwest Michoacán, evaluating the severity and recovery from spectral vegetation indices calculated in Sentinel-2 images of different dates. The severity was determined from the dNBR (*Normalized Burned Ratio* increase) in spring and the recovery with the dNDVI (*Normalized Difference Vegetation Index* increase) and dCIre (*Chlorophyll Index Red Edge* increase), in spring and winter. Five types of vegetation were distinguished (V1 to V5) according to the behavior of the NDVI on the dates considered. The burned areas were identified by classifying the May image. Of V1 (low density deciduous shrub), 15161 ha (31%) were burned, 72% with low or moderate-low damage; a great regeneration capacity was observed. Of V2 (high density deciduous, oaks), 17029 ha (34%) were burned, 64% with moderate-high or high damage; there was regrowth after moderate fires. Of V3 and V4 (perennifolia with low and high density, conifers) were burned, respectively, 1999 ha (4%) and 7366 ha (15%), 95% and 79% with low or moderate-low damage; there was recovery after light fires, with greater resilience of V4. Of V5 (tropical deciduous forest) 7967 ha (16%) were burned, 91% with low or moderate-low damage, observing greater recovery in the most affected areas, as a post-fire regrowth effect of the vegetation. Remote sensing is a very versatile tool for the evaluation of fires and the follow-up of the recovery, although it does not replace field observation.

with moderate-high or high affectation; there was sprouting after moderate fires. Of V3 and V4 (low and high density evergreen, conifers) were burned 1999 ha (4%) and 7366 ha (15%), respectively, 95% and 79% with low or moderate-low damage; there was recovery after minor fires, with greater resilience of V4. V5 (low deciduous forest) 7967 ha (16%) were burned, 91% with low or moderate-low damage, with greater recovery observed in the most affected areas, as a post-fire sprouting effect of vegetation. Remote sensing is a very versatile tool for fire assessment and recovery monitoring, although it does not replace observation in the field.

**Key words:** CIre, Copernicus, COVID-19, Meseta Purépecha, NBR, NDVI.

## INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, factores asociados al cambio climático, como la concurrencia de primaveras más largas, veranos más calurosos y la alternancia de fuertes lluvias y sequías extremas, han propiciado un aumento en el número y extensión de los incendios forestales (Westerling *et al.*, 2006). Recíprocamente, el mayor número de incendios está teniendo un efecto negativo en el clima, por la acumulación de CO<sub>2</sub> y aerosoles en la atmósfera, y la eliminación de vegetación (Szpakowski & Jensen, 2019). En este sentido, aumenta la atención por las emisiones derivadas de la quema de biomasa, en el marco de la preocupación por el cambio global y el cumplimiento de los compromisos internacionales, en particular los Acuerdos de París (COP21) (Chuvienco *et al.*, 2019). En este escenario antropocénico, los incendios forestales se perciben como catástrofes ambientales graves, por la contaminación, la contribución al efecto invernadero, la erosión de suelos, la destrucción del paisaje y las pérdidas de biodiversidad, humanas y materiales que provocan (Lentile *et al.*, 2006; Szpakowski & Jensen, 2019). Alrededor del mundo predomina un enfoque de protección contra los incendios forestales, a través de medidas de prevención, combate y supresión del fuego; sin embargo, el fuego no es un elemento extraño en la dinámica natural o histórica de muchos ecosistemas terrestres en el mundo, por lo que algunos países, como México, buscan adoptar estrategias integrales de manejo, basadas en criterios ecológicos y el entendimiento de aspectos sociales (políticos, económicos culturales, demográficos) y su variación histórica (Jardel-Peláez *et al.*, 2014).

El régimen de incendios es definido como la amplitud de la variación natural o histórica en la frecuencia, estacionalidad, intensidad, severidad y patrón espacial de los eventos y su sinergia con otros factores de perturbación, naturales o antropogénicos (Jardel-Peláez *et al.*, 2014); así, depende tanto de factores climáticos y biológicos, como, de manera importante, del trasfondo cultural de la forma en que las personas manejan los ecosistemas y el fuego (Conedera *et al.*, 2009). En relación con el régimen de incendios, los ecosistemas pueden ser: dependientes, sensibles, influenciados o independientes del fuego (Rodríguez-Trejo, 2008). Algunos de los mayores biomas del mundo son dependientes del fuego, al menos en la producción de biomasa, la cobertura de árboles y la composición de especies (Conedera *et al.*, 2009). La influencia antropogénica en el régimen de incendios de los ecosistemas dependientes del fuego, como los bosques de pino y pino-encino, ha contribuido tanto a preservarlos (a través de un régimen de fuego apropiado), como a degradarlos (por un exceso de fuego o la falta de éste, con eventuales incendios muy intensos y severos) (Rodríguez-Trejo, 2008). En los sistemas sensibles al fuego, como los bosques tropicales caducifolios, el aumento en la incidencia de incendios puede considerarse un factor de degradación (Jardel-Peláez *et al.*, 2014).

En un incendio forestal, el proceso físico de la combustión y el comportamiento del fuego están determinados por la interacción entre los combustibles forestales y las condiciones meteorológicas y topográficas. La intensidad de los incendios corresponde a la cantidad total de energía liberada en la combustión, que está relacionada con el tipo de incendios (superficiales ligeros o intensos o de copa pasivos o activos) y viene determinada por las propiedades físicas de los combustibles, asumiendo determinadas condiciones del tiempo y la topografía. La severidad, por su parte, se refiere al efecto del incendio sobre los ecosistemas (cubierta vegetal,

combustibles y suelo) y puede ser medida por el cambio en la cobertura de vegetación, la mortalidad de plantas, el tamaño de los claros abiertos, así como por el consumo de combustibles o biomasa en diferentes estratos. La severidad depende de la intensidad del fuego, pero también de la respuesta de la vegetación y la resiliencia del ecosistema. Hay efectos inmediatos o de primer orden que se manifiestan durante el incendio, y de mediano y largo plazo, o de segundo orden, que se manifiestan a través de años y décadas en los procesos de regeneración y sucesión postincendio (Jardel-Peláez *et al.*, 2014). La respuesta de corto plazo de la vegetación es crítica para la regeneración a largo plazo y proporciona información clave sobre la dinámica de los ecosistemas ante el fuego (Meng *et al.*, 2018). La respuesta a través del tiempo se manifiesta en cambios en la composición de especies, la estructura de la vegetación, las condiciones del hábitat, la estructura y dinámica del paisaje, así como en la dinámica del agua, el carbono y los nutrientes en el ecosistema (Jardel-Peláez *et al.*, 2014).

Existe una fuerte correlación entre la severidad de un incendio ocurrido en una zona forestal y la reflectancia de ésta, principalmente en las longitudes de onda del infrarrojo: la reducción de la densidad de vegetación y del contenido de clorofila provoca una disminución de la reflectancia en el infrarrojo cercano (*Near Infrared*, NIR), mientras que la desecación de las hojas y la mayor exposición del suelo hacen que aumente la reflectancia en el infrarrojo de onda corta (*Short Wave Infrared*, SWIR) (Chuvienco *et al.*, 2019; Llorens *et al.*, 2021; White *et al.*, 1996). Los índices espectrales más comúnmente utilizados para evaluar la severidad de un incendio a partir de datos satelitales son el NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*, diferencia normalizada entre las reflectancias en el rojo y el NIR), el NBR (*Normalized Burn Ratio*, diferencia normalizada entre las reflectancias en el NIR y el SWIR) (Chuvienco *et al.*, 2019; Llorens *et al.*, 2021; White *et al.*, 1996) y su variación en el tiempo (dNDVI y dNBR) (Chuvienco *et al.*, 2019; Fernández-García *et al.*, 2018; Franco *et al.*, 2020). El dNBR es el mejor índice para identificar áreas quemadas y determinar el nivel de afectación (Llorens *et al.*, 2021), mientras que el dNVI permite estudiar el reverdecimiento de la vegetación en diferentes escenarios post-incendio (Fernández-García *et al.*, 2018).

Una vez iniciada la recuperación de la vegetación, el aumento de biomasa vegetal que cubre el suelo se traduce en un incremento del NDVI (Reed *et al.*, 1994), mientras que la mayor cantidad de clorofila provoca una ampliación del rango de absorción de luz roja hacia longitudes de onda más largas, en la región del REP (*Red Edge Position*) (Ali *et al.*, 2020), donde se calculan índices como el CI<sub>re</sub> (*Chlorophyll Index Red Edge*) (Ali *et al.*, 2020; Clevers & Gitelson, 2013). La sensibilidad de los índices depende de la estructura, composición de especies y estrategias contrastantes de regeneración (rebrote o semillas) de cada tipo de vegetación, con diferencias entre regiones dominadas por coníferas y caducifolias (Franco *et al.*, 2020), por lo que deben evaluarse en una gran variedad de biomas vegetales para saber qué miden realmente en términos de efectos ecológicos post-incendio (Lentile *et al.*, 2006). Las imágenes Sentinel-2 (S2) del sistema Copernicus de la Agencia Espacial Europea (ESA) permiten el cálculo de estos índices, ya que cuentan con las bandas espectrales necesarias, en particular en la zona REP, además de tener una alta resolución espacial y temporal (Llorens *et al.*, 2021; Navarro *et al.*, 2017).

En Michoacán la época de incendios es la primavera, antes del inicio de las lluvias, cuando el ambiente está seco y las temperaturas son elevadas. Se trata, en su mayoría, de incendios claramente provocados, que en algunos casos se inician por quemas agrícolas de preparación para la siguiente siembra, y en otros casos buscan “ganar terreno” ya sea a las zonas bosque tropical caducifolio para sembrar cultivos de temporal, o a zonas de bosque templado con el fin de conseguir parcelas para cultivos altamente rentables, como el aguacate (CEDRSSA, 2017; Sáenz-Ceja & Pérez-Salicrup, 2021). En el año 2021, durante el confinamiento por la pandemia del COVID-19, el número de incendios en Michoacán fue excepcionalmente elevado, en particular en los bosques templados del noroeste del estado, donde se encuentra la Meseta Purépecha, zona indígena de importancia ambiental, ecológica y social (Fuentes Díaz & Paleta Pérez, 2015; García-Lam, 2022; Gasparello, 2018) en la cual se han registrado previamente

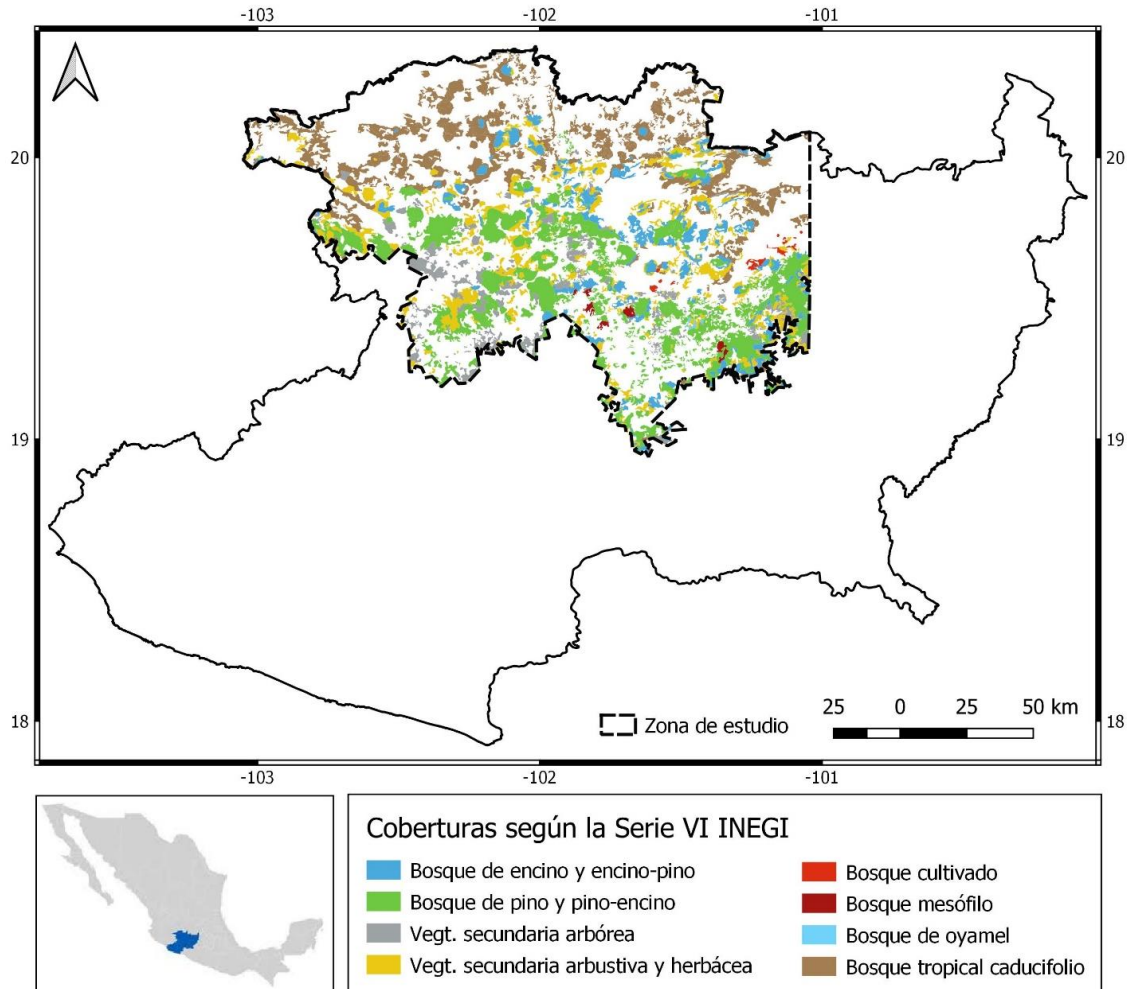
incendios forestales graves, como los de Cherán en el año 2010 (España-Boquera & Champo-Jiménez, 2011). Este caso confirma lo observado en muchos lugares del planeta, en el sentido de que durante la pandemia del COVID-19 la degradación ambiental aumentó. De acuerdo con el Global Forest Watch, 2021 fue uno de los peores años en incendios forestales desde el inicio del siglo, con 9.3 millones de hectáreas perdidas globalmente, frente a los 6.6 millones de años anteriores (MacCarthy *et al.*, 2023).

Los objetivos de este trabajo fueron determinar las áreas afectadas por incendios forestales en el noroeste de Michoacán en el año 2021, así como evaluar la severidad y la capacidad de recuperación para los diferentes tipos de vegetación forestal afectados, a partir del análisis de imágenes S2 de diferentes periodos. La hipótesis es que el carácter caducifolio o perennifolio de la vegetación es determinante para explicar su comportamiento ante el fuego y su capacidad de recuperación a corto plazo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Zona de estudio

La zona de estudio comprende desde la frontera norte del estado de Michoacán hasta la cota de 1500 m, entre 19° y 20.5° de latitud N, y entre 103° y 101° de longitud W; incluye la Franja Aguacatera (principal zona de cultivo de aguacate en el país) y la Meseta Purépecha; su superficie total es de 1908620 ha. Pertenece a las provincias fisiográficas del Altiplano y de la Faja Volcánica Transversal, limitando al sur con la Depresión del Balsas. Se encuentra en una región subtropical, donde los climas predominantes son Cw (0, 1 y 2) templado subhúmedo con lluvias en verano, con temperatura media del mes más frío entre -3 y 10 °C y del mes más cálido mayor a 10 °C (Durán & Sevilla, 2003). De acuerdo con el mapa oficial de ocupación del suelo, Serie VI del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI) de México (<https://www.inegi.org.mx/temas/usosuelo/#Descargas>) (resolución 1:250000, año de referencia 2014), en la zona se encuentran diferentes tipos de bosque templado (principalmente de pino, pino-encino, encino, encino-pino, además de algunas pequeñas áreas de oyamel, bosque cultivado y mesófilo de montaña), vegetación secundaria arbórea, arbustiva o herbácea (de bosque de pino, pino-encino, encino y encino-pino, y minoritariamente de oyamel o mesófilo de montaña) y bosque tropical caducifolio (vegetación secundaria arbórea o arbustiva de selva baja caducifolia), además de zonas de pastizal, matorral-mezquital, zonas agrícolas (de humedad, de riego y de temporal), tulares, cuerpos de agua, zonas sin vegetación y zonas urbanas. Para el estudio se consideraron únicamente las zonas de bosque templado y tropical caducifolio, con las vegetaciones secundarias correspondientes. La mayor elevación es el Pico del Tancitaro, que alcanza los 3700 m; los principales cuerpos de agua son los lagos de Cuitzeo, Pátzcuaro y Zirahuén; las ciudades más importantes son Morelia, Uruapan y Zamora (Durán & Sevilla, 2003).



**Figura 1.** Ubicación de la zona de estudio en el estado de Michoacán. Coberturas según la Serie VI de INEGI.  
**Figure 1.** Location of the study area in the state of Michoacán. Coverages according to the INEGI Series VI.

### Datos

Se descargaron imágenes satelitales S2 de diferentes fechas, libres de nubes, de la página oficial del sistema Copernicus (<http://scihub.copernicus.eu>), requiriéndose cuatro teselas por fecha para cubrir la zona de estudio, identificadas con las claves: 13QGB, 13QGC, 13QHB y 13QHC. Se eligieron fechas de primavera, antes (03/02/2021) y después (04/05/2021) de los incendios, así como antes (05/11/2020) y después (25/12/2021) del invierno, para las que se contó con las cuatro teselas que conforman la zona. Las imágenes son de nivel 2A, que incluyen correcciones geométricas, radiométricas y atmosféricas; previo a su análisis, se remuestrearon a 10 m, para que todas las bandas tuvieran la misma resolución espacial (dado que las imágenes S2 tienen bandas de 10, 20 y 60 m de resolución) y se recortaron a la zona de estudio. Se utilizaron los programas de libre acceso Sentinel Application Platform (SNAP) de la ESA y Quantum Geographical Information System (QGIS).

### Cálculo de índices

Se calcularon los siguientes índices de vegetación (fórmulas adaptadas a las bandas S2) (Llorens *et al.*, 2021):

*Normalized Burn Ratio*,  $NBR = (B8 - B12) / (B8 + B12)$

*Normalized Difference Water Index*,  $NDWI = (B3 - B8) / (B3 + B8)$ , para identificar los cuerpos de agua y eliminarlos del análisis.

*Normalized Difference Vegetation Index*,  $NDVI = (B8 - B4) / (B8 + B4)$

*Chlorophyll Index Red Edge*,  $CI_{re} = B7/B5 - 1$

Los cálculos se realizaron para cada imagen; posteriormente se armaron los mosaicos de cada índice en cada fecha y se les colocó la máscara de la zona de estudio.

### Identificación de los tipos de vegetación

Para cada píxel de la zona de estudio correspondiente a bosque templado o tropical caducifolio (incluyendo sus vegetaciones secundarias) de la Serie VI, se calculó el NDVI en las fechas consideradas. Con el fin de contar con histogramas de NDVI unimodales en todas las fechas, lo que resulta imprescindible para realizar el cálculo y la comparación de los valores promedio, se identificaron los píxeles con un comportamiento similar del NDVI a lo largo del año (Reed *et al.*, 1994). A partir de los histogramas bimodales de las coberturas de la Serie VI, se establecieron los siguientes criterios, identificando cinco tipos de vegetación con histogramas unimodales:

V1:  $NDVI_{\text{mayo}2021} \leq 0.38$  y  $NDVI_{\text{dic}2021} > 0.70$

V2:  $NDVI_{\text{mayo}2021} \leq 0.38$  y  $NDVI_{\text{dic}2021} \leq 0.70$

V3:  $NDVI_{\text{mayo}2021} > 0.38$  y  $NDVI_{\text{dic}2021} \leq 0.70$

V4:  $NDVI_{\text{mayo}2021} > 0.38$  y  $NDVI_{\text{dic}2021} > 0.70$

V5: Los bosques tropicales caducifolios presentaron histogramas del NDVI unimodales en las cuatro fechas consideradas, por lo que se tomaron como un tipo de vegetación.

Los valores de NDVI son coherentes con los de referencia comúnmente utilizados:  $NDVI < 0.4$  corresponde a escasa vegetación, mientras que  $NDVI > 0.7$  corresponde a vegetación abundante, como un bosque (Montandon & Small, 2008).

Para cada tipo de vegetación definido, se identificaron las coberturas de la Serie VI con las que presentaba coincidencia espacial.

### Delimitación de áreas quemadas

Se realizó una clasificación no supervisada (algoritmo *k-means*) de las imágenes post-incendio (mayo 2021), considerando diez clases, de entre las cuales se seleccionaron las correspondientes a zonas quemadas (Llorens *et al.*, 2021). Por otra parte, se calculó, para cada píxel, la diferencia del índice NBR entre antes (febrero 2021) y después (mayo 2021) de los incendios:  $dNBR = NBR_{\text{feb}2021} - NBR_{\text{may}2021}$ . Valores de  $dNBR$  superiores a 0.1 indican zonas quemadas (Sobrino *et al.*, 2019). El índice  $dNBR$  calculado a partir de imágenes S2 presenta los mayores valores de coincidencia y los menores errores de omisión y comisión y determinan que es el mejor índice para diferenciar entre áreas quemadas y no quemadas (Llorens *et al.*, 2021). Por su parte, Fernández-García *et al.*, (2018) encontraron una alta correlación entre los valores de  $dNBR$  y datos de campo ( $R^2=0.88$ ).

Para detectar y eliminar del análisis los cuerpos de agua y las zonas urbanas, se calculó el índice NDWI en las imágenes de febrero 2021; valores de  $NDWI_{\text{feb}2021}$  superiores a cero corresponden a agua (Sobrino *et al.*, 2019); se observó en las imágenes que valores mayores a -0.4 corresponden tanto a agua como a zonas urbanas, construcciones e invernaderos.

El área afectada por los incendios quedó conformada, finalmente, por aquellos píxeles identificados por la clasificación no supervisada, en los cuales, además, el  $dNBR$  es mayor o igual a 0.1 y el  $NDWI_{\text{feb}2021}$  es menor o igual a -0.4.

El mapa de las áreas quemadas se superpuso al de tipos de vegetación, para calcular la superficie afectada por los incendios en cada caso.

#### Evaluación de la severidad del incendio

Los valores de dNBR de cada tipo de vegetación se etiquetaron según los umbrales propuestos por el *United States Geological Survey* (USGS), para crear un mapa de severidad a partir de los niveles de afectación (Sobrino *et al.*, 2019), de la siguiente forma:

$dNBR < 0.1$	sin afectación
$0.1 \leq dNBR < 0.27$	afectación baja
$0.27 \leq dNBR < 0.44$	afectación moderada-baja
$0.44 \leq dNBR < 0.66$	afectación moderada-alta
$0.66 \leq dNBR$	afectación alta

Finalmente, se calculó la superficie quemada por nivel de afectación para cada tipo de vegetación.

#### Evaluación de los cambios en densidad de vegetación y nivel de clorofila

Se calcularon el dNDVI y el dCIre para cada píxel de la zona de estudio, como las diferencias entre los valores de los índices antes y después del incendio ( $dNDVI = NDVI_{\text{antes}} - NDVI_{\text{después}}$ ;  $dCIre = CIre_{\text{antes}} - CIre_{\text{después}}$ ), considerando dos momentos: febrero 2021 - mayo 2021, en primavera (justo antes y después del incendio), y noviembre 2020 - diciembre 2021, en invierno (medio año antes y después del incendio). El nivel de afectación se expresa mejor mediante la reflectancia en la primera temporada de crecimiento después de los incendios, debido a que la heterogeneidad en la composición de especies y las estructuras de rodales genera una mezcla de tendencias divergentes de reflectancia post-incendio, disminuyendo la correlación entre índices espectrales y la severidad, y debilitando el potencial de los índices para evaluar el nivel de afectación a medida que aumenta el tiempo transcurrido desde el incendio (Franco *et al.*, 2020). Se obtuvieron los valores absolutos y relativos al valor de antes del incendio (febrero en primavera y noviembre en invierno):  $\%dNDVI = (NDVI_{\text{antes}} - NDVI_{\text{después}}) * 100 / NDVI_{\text{antes}}$  y  $\%dCIre = (CIre_{\text{antes}} - CIre_{\text{después}}) * 100 / CIre_{\text{antes}}$ . Para cada tipo de vegetación se obtuvieron los promedios de los valores de dNDVI y dCIre, absolutos y relativos, en primavera e invierno, para cada nivel de afectación; también se calculó en el total de los píxeles para conocer el cambio estacional de cada tipo de vegetación, entre las fechas consideradas

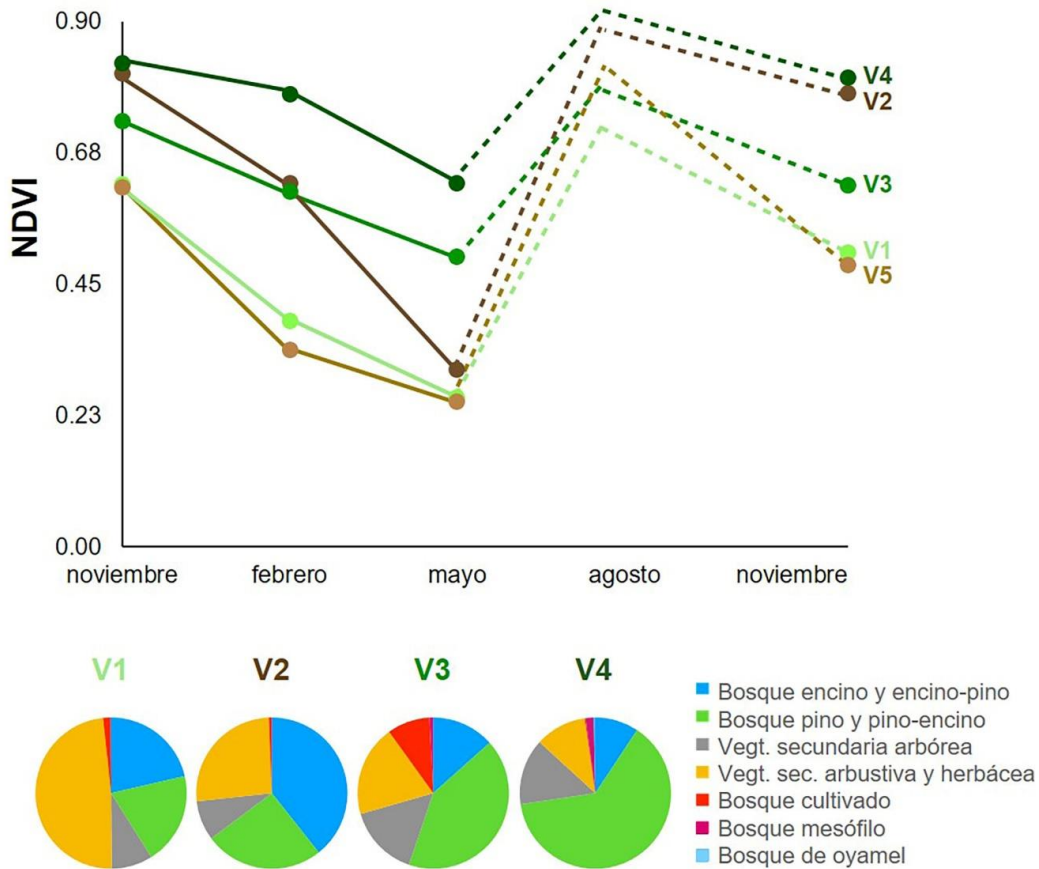
## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### Identificación de los tipos de vegetación

La Figura 2 muestra los valores promedio del NDVI de cada tipo de vegetación en cada fecha considerada. V1, V2 y V5 presentan el comportamiento típico de coberturas caducifolias, con valores de NDVI muy bajos en mayo, el momento de mayor temperatura de la época de secas. De estos tres, V2 es el que presenta el valor de NDVI más alto en invierno, tras las lluvias, cuando las temperaturas aún son bajas. V1 y V5 presentan un comportamiento similar en las fechas consideradas, si bien V1 corresponde a coberturas propias de zonas templadas y V5 a bosques tropicales caducifolios, propios de zonas con menor humedad. Por su parte, V3 y V4 presentan un comportamiento propio de la vegetación perennifolia, siendo el NDVI superior en V4 que en V3 en todas las fechas, lo que indica una mayor densidad de vegetación perenne. La densidad de vegetación (y por lo tanto el NDVI) alcanza los valores máximos en la temporada de lluvias, si bien en este estudio no se cuenta con datos de este periodo. Se muestra también la coincidencia espacial de cada grupo con las coberturas de la Serie VI de INEGI. V1 presenta una coincidencia del 48% con la vegetación arbustiva y herbácea; V2 corresponde (39%) al bosque de encino y encino-pino; V3 y V4 coinciden con el bosque de pino-encino y pino (63% y 42%, respectivamente), V3 incluye además el bosque cultivado, mientras que V4 incluye los



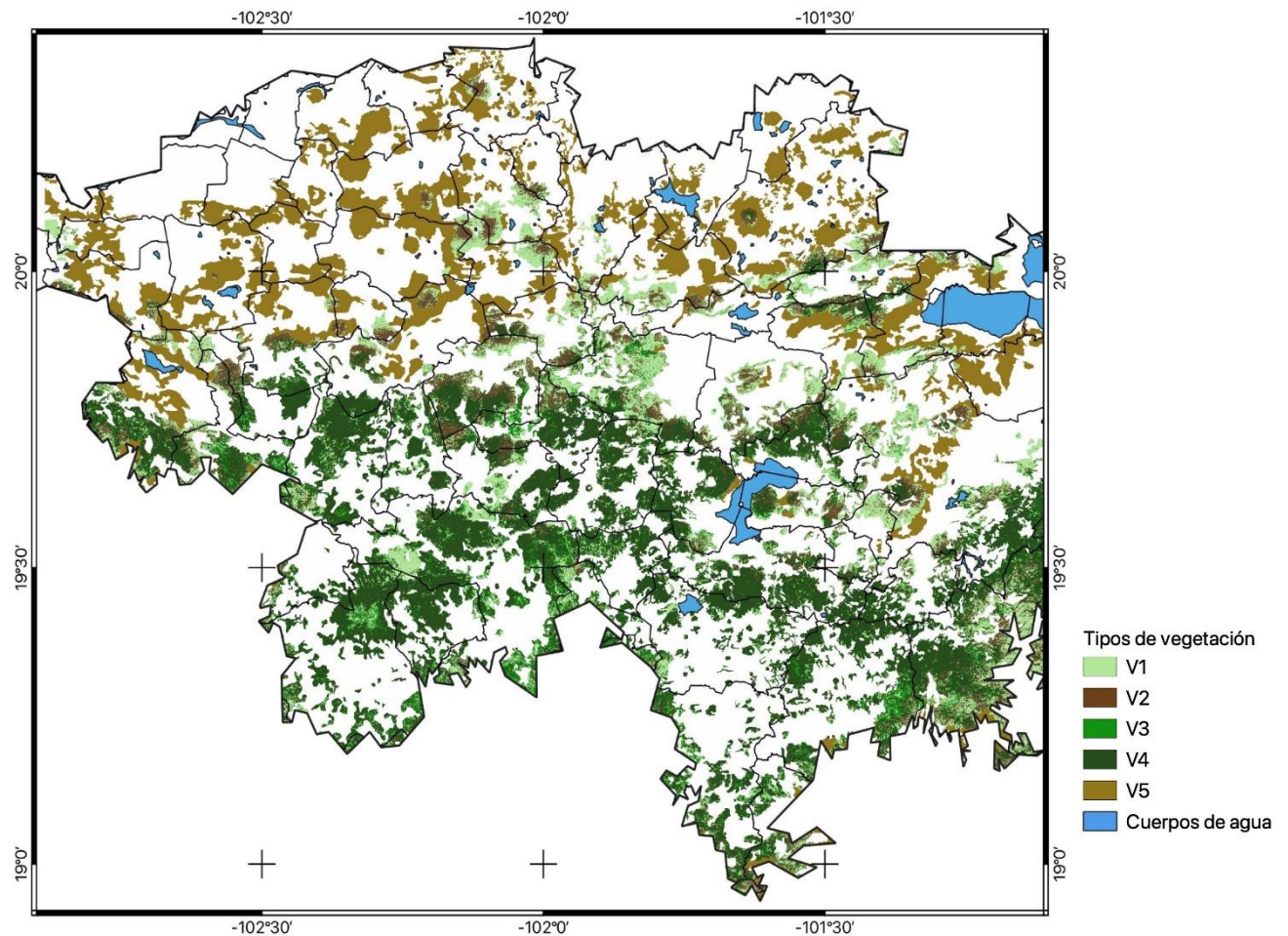
bosques de oyamel y mesófilo; V5 corresponde a los bosques tropicales caducifolios. Esta clasificación resulta coherente con los patrones de NDVI.



**Figura 2.** Valores del índice NDVI en cada fecha considerada, para cada tipo de vegetación; en línea discontinua, valores aproximados en la época de lluvias, para la que no se tienen datos. Coincidencia de los tipos de vegetación con las coberturas de la Serie VI de INEGI; V5 corresponde a bosque tropical caducifolio.

**Figure 2.** NDVI index values on each considered date for each vegetation type; dashed line represents approximate values during the rainy season for which there is no data. Vegetation types coincide with the coverages of INEGI Series VI; V5 corresponds to deciduous tropical forest.

La Figura 3 muestra la distribución de los tipos de vegetación en la zona de estudio. Las superficies que ocupan cada uno son: V1, 177139 ha (21% de la cobertura natural de la zona de estudio); V2, 82071 ha (10%); V3, 58201 ha (7%); V4, 305560 ha (36%); y V5, 224522 ha (26%).



**Figura 3.** Distribución de los tipos de vegetación en la zona de estudio.

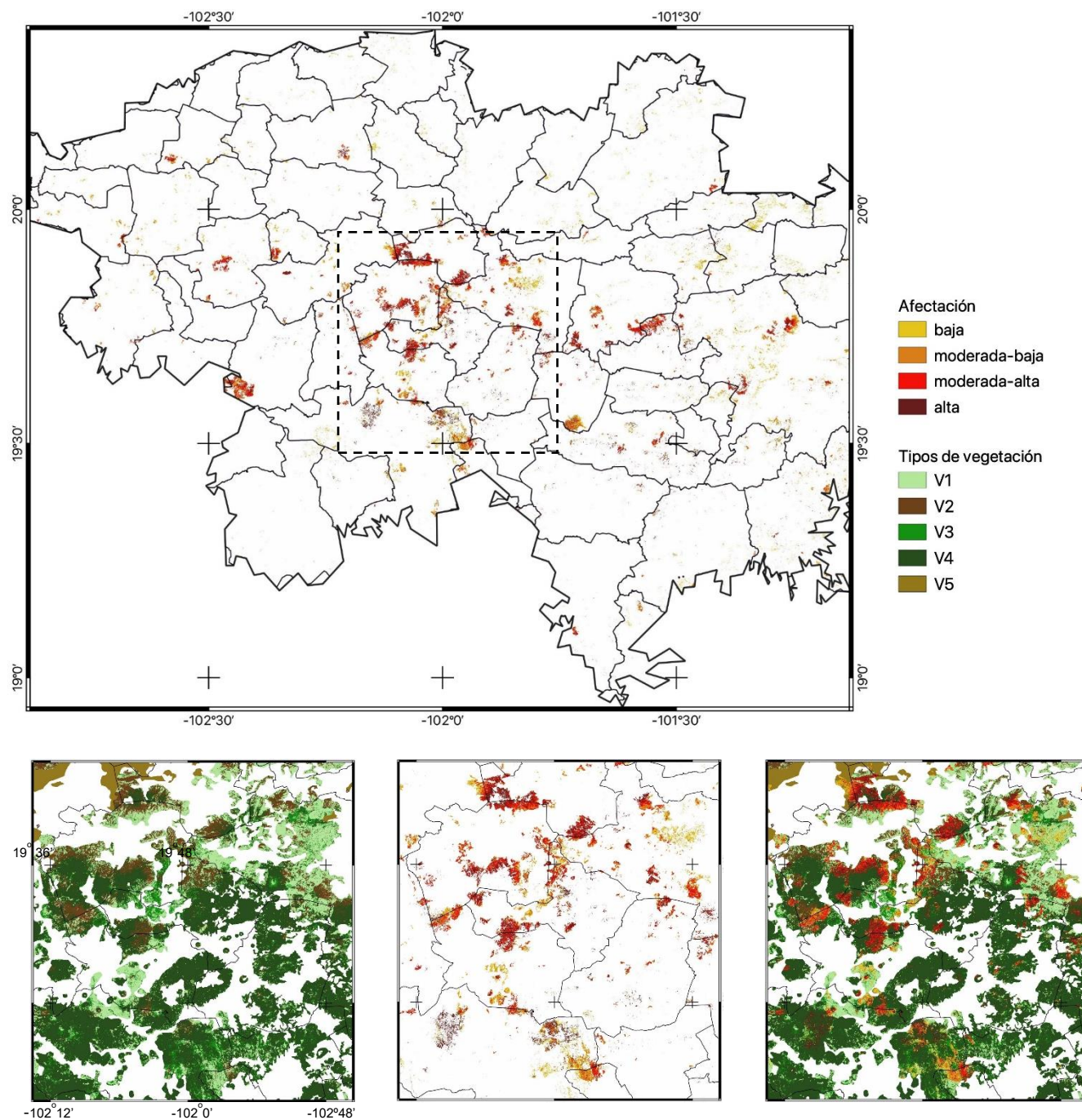
**Figure 3.** Distribution of vegetation types in the study area.

#### **Estimación del área quemada y evaluación de la severidad del incendio**

Los incendios afectaron a un total de 49522 ha, de las cuales 15161 ha fueron de V1 (31% de la superficie afectada), 17029 ha de V2 (34%), 1999 ha de V3 (4%), 7366 ha de V4 (15%) y 7967 ha de V5 (16%). El 36% de la superficie afectada presentó una afectación baja (17732 ha) y el 29% (14252 ha) moderada-baja; las afectaciones moderada-alta y alta se observaron en el 28% y el 7%, respectivamente, lo que corresponde a 13865 ha y 3673 ha. El resultado detallado para cada tipo de vegetación aparece en la Tabla 1. La Figura 4 muestra la ubicación de los incendios según el nivel de afectación; los municipios más afectados se ubican en la Meseta Purépecha.

**Tabla 1.** Superficie quemada (en ha y %) de cada tipo de vegetación, según el nivel de afectación del incendio.  
**Table 1.** Burned area (in hectares and %) for each vegetation type, according to the level of fire impact.

Cobertura	Afectación (ha)				Total
	Baja	Moderada-baja	Moderada-alta	Alta	
V1	5873 39%	5056 33%	3357 22%	875 6%	15161
V2	2006 12%	4098 24%	8304 49%	2621 15%	17029
V3	1393 70%	508 25%	95 5%	3 0%	1999
V4	2764 38%	3002 41%	1578 21%	22 0%	7366
V5	5695 71%	1588 20%	531 7%	153 2%	7967
<b>Total</b>	17731 36%	14252 29%	13865 28%	3674 7%	49522



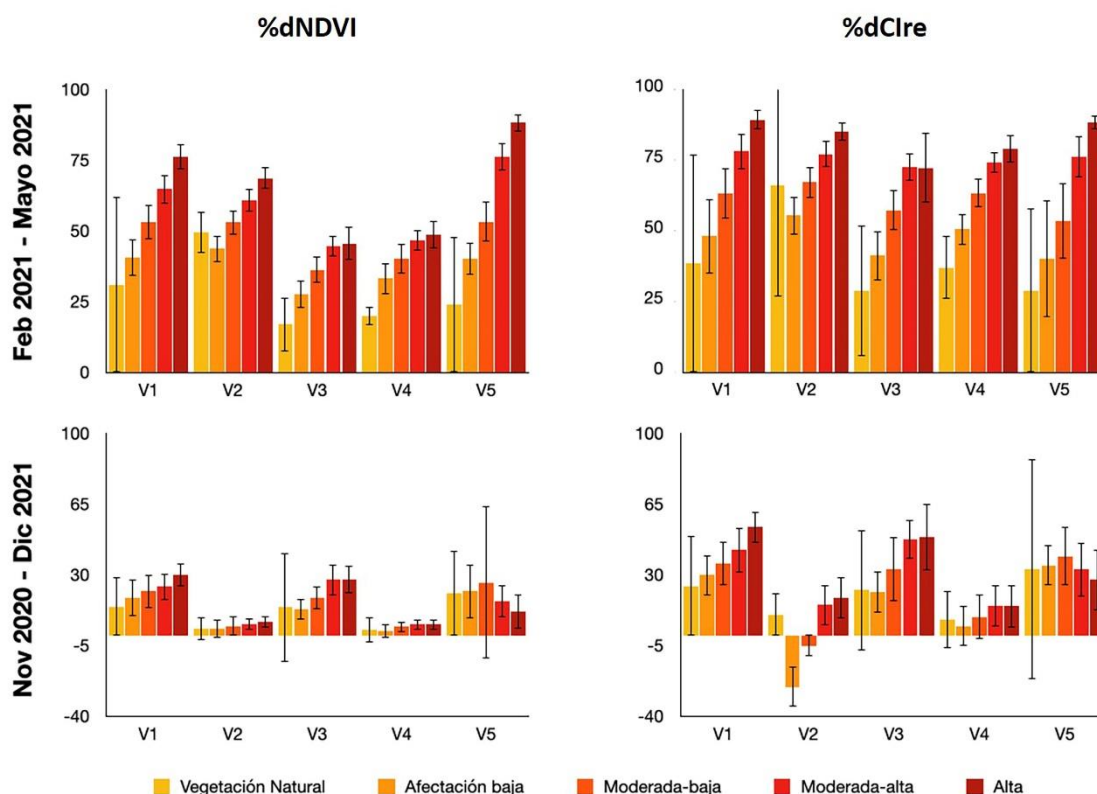
**Figura 4.** Ubicación de los incendios en la zona de estudio, según el nivel de afectación.

Se amplía la zona de la Meseta Purépecha, cuya localización se indica en el mapa principal.

**Figure 4.** Location of fires in the study area, according to the level of impact. The area of the Purépecha Plateau is enlarged, and its location is indicated on the main map.

### Evaluación de los cambios en densidad de vegetación y nivel de clorofila

La Figura 5 muestra los valores relativos de dNDVI y dCIre en las zonas afectadas por los incendios, en dos periodos: febrero 2021 - mayo 2021 y noviembre 2020 - diciembre 2021. Los valores correspondientes a los diferentes niveles de afectación aparecen junto a los de cada tipo de vegetación, que representan la variación normal de la vegetación entre las dos fechas consideradas en cada caso. Se observa una disminución del NDVI y del CIre de febrero a mayo 2021, y entre noviembre 2020 y diciembre 2021, que en general es mayor al aumentar el nivel de afectación. Hay que considerar, sin embargo, que los mapas de severidad obtenidos con imágenes satelitales pueden estar más correlacionados con el efecto del fuego en las capas altas de la vegetación (las que se observan desde el satélite) y menos con la vegetación baja y el suelo (Lentile *et al.*, 2006).



**Figura 5.** Variación relativa de los índices de vegetación NDVI y CIre en cada nivel de afectación entre febrero 2021 y mayo 2021, y entre noviembre 2020 y diciembre 2021.

**Figure 5.** Relative variation of NDVI and CIre vegetation indices at each impact level between February 2021 and May 2021, and between November 2020 and December 2021.

### Vegetación caducifolia

La vegetación V1, identificada mayoritariamente como arbustos (48%), incluye también zonas clasificadas como encino y pino en la Serie VI de INEGI; cubre 177139 ha, lo que representa el 21% de la vegetación natural de la zona de estudio. Se trata de vegetación con baja densidad y cuyo NDVI en las fechas estudiadas es, junto con el de V5, el más bajo de todos los tipos de vegetación identificados. De febrero a mayo 2021 el NDVI cae de manera natural alrededor de 31%, alcanzando un mínimo de 0.255, comportamiento que corresponde a una vegetación caducifolia. El nivel de clorofila, estimado a partir del CIre, disminuye 0.278 puntos (38%) en estas mismas fechas. Entre noviembre del 2020 y diciembre del 2021, el NDVI de V1 presenta,

de manera natural, una disminución del 14%, siendo el promedio de NDVI del orden de 0.6 en esta época del año, lo que corresponde a una vegetación poco densa; el CIre disminuye 25% (0.415 puntos).

En 2021 se quemaron 15161 ha de V1, lo que representa el 31% de las zonas quemadas ese año. En el 72% de la superficie quemada, la afectación fue baja o moderada-baja, en el 22% fue moderada-alta y solo en 875 ha (6%) la afectación fue alta. Por tratarse de zonas con poca densidad de vegetación, el material combustible es escaso y los incendios no alcanzan la temperatura ni la duración para ser graves. Entre febrero y mayo 2021, en las zonas afectadas por los incendios, la caída del NDVI aumenta paulatinamente con el nivel de afectación; en las zonas más afectadas, el NDVI presenta una disminución de 0.558 puntos (76%), lo que indica la pérdida total de la poca vegetación verde presente en esta época del año. La disminución del CIre también es mayor al aumentar la afectación, siendo de 0.344 puntos (48%) en las zonas quemadas con afectación baja y llegando a 1.603 (89%) en las zonas más afectadas, lo que confirma la eliminación casi total de la vegetación verde.

Entre noviembre 2020 y diciembre 2021, la pérdida de NDVI en V1 es mayor en los niveles más altos de afectación, llegando a 0.252 (30%); la disminución del CIre también aumenta con el nivel de afectación, llegando a 1.157 (54%) en las zonas más afectadas. En todos los casos, la diferencia en los índices es menor entre estas dos fechas de invierno que en primavera, lo que indica una paulatina recuperación de la vegetación en el verano y el otoño, resultando en niveles de densidad y clorofila que se van acercando a los de antes del incendio. El tipo de vegetación puede explicar esta recuperación después de una temporada de lluvias, dado que las plantas arbustivas presentan adaptaciones al fuego, principalmente la rebrotación, además de otras como la forma de la copa, la protección de meristemos con el follaje enrosetado, el enraizamiento profundo, la floración, la latencia física en las semillas o la facilitación del incendio (Rodríguez-Trejo, 2014).

La vegetación V2 corresponde predominantemente al bosque de encino y encino-pino (39%), si bien incluye también bosque de pino y pino-encino, así como zonas de vegetación arbustiva, herbácea y secundaria arbórea. Ocupa un total de 82070 ha en la zona de estudio (10% de la vegetación natural). Se trata de coberturas mayormente caducifolias, con gran estacionalidad, en las que el NDVI es muy alto en invierno y muy bajo en primavera. Entre febrero y mayo, V2 presenta, de manera natural, la mayor disminución de NDVI (0.320 puntos, 50%) y de clorofila (0.925 puntos de CIre, 66%), lo que corresponde al comportamiento de una vegetación principalmente caducifolia. Entre las dos temporadas de invierno, el NDVI y el CIre se mantienen más estables que en primavera, con disminuciones de 0.034 puntos (3.5%) y 0.429 (10.4%), respectivamente.

Este tipo de vegetación es el más afectado por los incendios de 2021, no solo por la superficie quemada (17029 ha, el 34% de la superficie quemada total), sino también por el grado de severidad (64% con afectación moderada-alta o alta). Esto puede deberse a la gran acumulación de biomasa remanente de años anteriores, que está seca en primavera, propiciando incendios con elevadas temperaturas y larga duración; de hecho, los encinos son utilizados como leña y carbón, por su gran capacidad para producir fuego, y son, precisamente, los hornos de carbón que se construyen en el bosque, una causa distintiva de incendio en este tipo de vegetación (Rodríguez-Trejo, 2008). Las zonas quemadas con afectación baja presentan tras el incendio una disminución de NDVI incluso ligeramente menor que las zonas no quemadas (0.249, 44%), lo que puede corresponder a un efecto de rebrote, mientras que las zonas más afectadas presentan una disminución de NDVI que aumenta con el nivel de afectación, llegando a 0.518 puntos (69%).

En las zonas con afectación baja y moderada-baja, la disminución del CIre es menor que el promedio de la cobertura (0.545, 55% y 0.862, 67%, respectivamente), lo que refuerza la posibilidad de un rebrote de especies herbáceas, capaces de aprovechar las condiciones

inmediatas después del incendio, mientras que la vegetación caducifolia se mantiene seca durante la primavera. En las zonas donde el daño es más severo, la disminución de clorofila aumenta con el nivel de afectación, llegando en las zonas de afectación alta a 1.670 puntos de CIre (85%), coherente con la senescencia del follaje.

La comparación del NDVI entre las dos temporadas de invierno muestra disminuciones mucho menores que las observadas en primavera, con un ligero aumento en función de la afectación (0.060, 7%, en la afectación alta). Las zonas con afectación baja o moderada muestran una recuperación del contenido de clorofila (0.317 puntos de CIre, -25%, y 0.380, -5%, respectivamente); la pérdida de clorofila aumenta en las zonas severamente afectadas, llegando a 0.666 puntos de CIre (19%) en la afectación alta. Esto significa que después de un incendio moderado y habiendo pasado una temporada de lluvias, hay una reactivación de la actividad fotosintética, que podría explicarse por el rebrote de los árboles que sobrevivieron al fuego. La mayoría especies de encino de México (muchos encinos arbóreos y la totalidad de los encinos arbustivos) están adaptadas al fuego y son diversas las especies que se regeneran bien en sitios incendiados, en particular las que tienen bellotas pequeñas (Rodríguez-Trejo, 2008). Como en los encinares se acumula abundante hojarasca, son comunes regímenes de fuego con incendios superficiales; en incendios severos, la probabilidad de muerte de la parte aérea es aproximadamente cuatro veces mayor que la del árbol, ya que la adaptación al fuego más común en encinos es su capacidad de rebrotación, aunque haya muerto la parte aérea (Rodríguez-Trejo, 2008), gracias a la capacidad de desarrollar brotes vigorosos de los collares radiculares (Meng *et al.*, 2018). La respuesta al fuego parece depender también de la etapa sucesional: en etapas sucesionales tempranas los encinos están más adaptados y son dependientes del fuego, exhibiendo mayor capacidad de rebrote, que en etapas sucesionales avanzadas (Rodríguez-Trejo, 2008); si el fuego es demasiado frecuente, puede favorecer que los encinos arbustivos se estanquen en la sucesión ecológica; en las zonas más afectadas hay una paulatina recuperación, que puede deberse al rebrote de nuevas plantas herbáceas, pues el fuego promueve la riqueza de especies del sotobosque, siempre que las copas dejen pasar radiación solar suficiente (Rodríguez-Trejo, 2008). La rápida recuperación de la vegetación baja puede llevar a malas interpretaciones de los índices y a sobrestimar la recuperación de corto plazo, especialmente con severidades altas, donde la aparición de claros por los que penetra la luz facilita el rápido crecimiento de las plantas de sotobosque (Meng *et al.*, 2018).

En el caso de V5, bosque tropical caducifolio, hay 224522 ha en total en la zona (26% de la vegetación natural), que se distribuyen principalmente en la mitad norte. Se trata de un tipo de cobertura cuyos doseles están completamente secos en primavera, pero con una densidad alta de follaje en verano y otoño. El comportamiento promedio del NDVI en las fechas consideradas es similar al de V1, siendo de los tipos de vegetación con menor densidad de follaje en primavera. En esta época del año, la disminución del NDVI en V5 no alcanza los 0.1 puntos (24%), siendo la menor de todos los tipos de vegetación, como también lo es el valor promedio del índice en febrero (0.338) y mayo (0.249).

La superficie de bosque tropical caducifolio afectada por los incendios de la primavera 2021 se acerca a las 8000 ha, que representan el 16% de la superficie quemada total. El nivel de afectación es bajo o moderadamente bajo en el 91% del área quemada y solo 152 ha presentan afectación alta. Se trata de áreas en las que la vegetación está muy seca, por ser tropical caducifolia y por encontrarse en zonas de mayores temperaturas y menor humedad; sin embargo, la cantidad de biomasa acumulada es baja por tratarse de plantas herbáceas, arbustivas, y arbóreas, estas últimas de poca altura; también, hay que considerar que las superficies de bosque tropical caducifolio que se encuentran cerca de pequeñas poblaciones rurales y son de fácil acceso, se queman de manera frecuente para sembrar cultivos de temporal, como el maíz, según la práctica de roza-tumba-quema, lo que podría explicar que los incendios provocados no resulten graves. En muchas regiones, luego de aplicar tumba-roza y quema, se cultiva maíz y luego se siembran pastos exóticos, que son mantenidos mediante quemas

repetidas; la recuperación del bosque tropical caducifolio toma décadas, y en muchas áreas el cambio de uso del suelo ya es definitivo (Rodríguez-Trejo, 2014).

En las zonas incendiadas con afectación baja o moderada baja, la disminución de NDVI entre antes y después del incendio es del 40%, si bien no alcanza los 0.2 puntos, por ser una vegetación caducifolia y encontrarse seca en esa época del año; la disminución es mayor en las zonas con mayor afectación, llegando al 88% en las de afectación alta. En cuanto a la clorofila, las zonas de V5 con afectación baja y moderada baja presentan una disminución de 0.227 puntos de CIre (40%) y 0.318 (53%), respectivamente, mayor que la disminución sufrida por la vegetación sin quemar (0.151, 29%), mientras que el cambio en las zonas con afectación moderadamente alta y alta es mucho mayor (0.886, 76% y 1.989, 88%, respectivamente). Esto indica la desaparición de prácticamente toda la vegetación verde en las zonas de incendios severos.

El comportamiento del NDVI entre las temporadas de invierno, antes y después de los incendios, muestra pérdidas menores en las zonas con afectación moderada-alta (0.131 puntos, 17%) y alta (0.086, 12%) que la pérdida sufrida de manera natural en las zonas no quemadas (0.132, 21%), si bien en las afectaciones baja (0.145, 22%) y moderada-baja (0.175, 26%) la disminución es mayor. Esto indicaría una mayor recuperación de la cantidad de vegetación en las zonas más afectadas. La disminución de la clorofila es de 0.443 en la vegetación no quemada y aumenta con el nivel de afectación, llegando a 0.938 en las zonas con afectación alta; sin embargo, en porcentaje la pérdida en las zonas con afectación moderada-alta es similar a la natural (33%) y mayor en la afectación baja (35%) y moderada-baja (39%), que en las zonas con alta afectación (28%). Esto refleja un efecto positivo del fuego, que probablemente está asociado a la proliferación de ciertas especies, pero a la disminución de la riqueza en general; también es posible que se trate de los cultivos de temporal, como el maíz, establecidos tras la quema. El fuego parece limitar la extensión y diversidad del bosque tropical caducifolio en muchos lugares, pues la tala y quema reducen drásticamente tanto la densidad de semillas, como el número de especies que germinan en el banco de semillas (Rodríguez-Trejo, 2008). Las adaptaciones más importantes ante el fuego que presentan diversos árboles de estas regiones involucran la rebrotación, la recolonización de sitios quemados a partir de semillas y la latencia física; varias especies rebrotan después de ser cortadas, pero no después de ser quemadas (Rodríguez-Trejo, 2014). Algunas especies, como *Metopium brownei*, presente en los bosques tropicales estacionales y lluviosos, resisten el fuego y tienden a dominar cuando éste reduce la densidad de árboles, provocando la conversión de los bosques tropicales en sabanas (Rodríguez-Trejo, 2008).

### **Vegetación perennifolia**

Las coberturas V3 y V4 corresponden a los bosques templados de la zona de estudio, ya que incluyen, en diferentes proporciones, zonas clasificadas en la Serie VI de INEGI como bosque de pino y pino-encino (41.8% en V3 y 63.3% en V4), y de encino y encino-pino (13.4% y 9.3%), además de vegetación secundaria arbórea (15.3% y 14.1%), vegetación secundaria arbustiva (19.5% y 10.9%), bosque cultivado (9.1% y 0.22%), bosque mesófilo (0.8% y 1.7%) y bosque de oyamel (0.02% y 0.35%). Estas asociaciones ocupan en la zona de estudio 58201 ha (V3) y 305560 ha, (V4), lo que representa el 7% y el 36% de la vegetación natural, y de la cual V3 es el tipo de vegetación menos abundante de los identificados en la zona. En los bosques V4 la disminución del NDVI en primavera es de 0.154 puntos (20%) y un poco menor en los bosques V3, con 0.112 (17%), manteniéndose por encima de 0.5 puntos, lo que es coherente con una vegetación mayormente perennifolia.

En cuanto a la clorofila, en primavera los bosques V4 presentan una mayor disminución de puntos CIre que los bosques V3 (0.783 frente a 0.409), si bien en porcentaje la tendencia es a la inversa (29% frente a 37%), lo que indica un mayor contenido inicial de clorofila en V4. Entre las dos temporadas de invierno, los bosques V4 presentan una ligera disminución del NDVI



(0.025, 3%); para V3 la pérdida de densidad de vegetación es mayor (0.110 puntos de NDVI, 14%). También la pérdida de clorofila es mayor en V3 (0.491, 22.5% frente a 0.254, 7.7% en V4).

La superficie afectada por incendios en estas coberturas asciende en total a 1999 ha de V3 y 7366 ha de V4 (4% y 15% de la superficie quemada total). En las zonas de bosque siniestradas, la afectación es principalmente baja (70% en V3 y 38% en V4) y moderada-baja (25% y 41%) y solo es alta en menos del 1% de la superficie quemada. En masas densas los combustibles más comunes son hojarasca y leñas, pero en masas abiertas lo son los pastos (Rodríguez-Trejo, 2008). En las zonas quemadas, la pérdida de NDVI aumenta progresivamente con el nivel de afectación, llegando en las zonas más afectadas a 0.398 (49%) en V4 y a 0.368 (46%) en V3.

En estas zonas de afectación alta, la disminución del CIre es importante (1.971, 79% en V4 y 1.778, 72% en V3); sin embargo, en las zonas incendiadas con afectación baja, la disminución del CIre es del mismo orden o incluso menor que el promedio de la cobertura. Esto es coherente con la capacidad de los pinos de resistir incendios moderados antes de que se alcance el umbral de severidad que implica la mortalidad de los árboles, que cuentan con mecanismos que les permiten resistir incendios de moderada o alta intensidad: algunos pinos tienen cortezas gruesas resistentes al fuego y la habilidad de recuperarse con el rebrote de la copa; otros basan su regeneración en bancos de semillas, cuya germinación se puede ver facilitada por las condiciones durante y después de un incendio (Meng *et al.*, 2018). En todos los casos, cuanto mayor es el tamaño del árbol, menor es la probabilidad de mortalidad (Rodríguez-Trejo, 2008).

Entre las dos temporadas de invierno, en las zonas más afectadas por los incendios, los bosques V4 presentan muy poca disminución de NDVI (0.049, 6%) y de CIre (0.553, 21.6%), mientras que en V3 la pérdida de densidad de vegetación llega hasta 0.237 puntos de NDVI (28%) y la disminución del CIre es importante (1.545, 49%), lo que refleja una menor recuperación de los bosques V3 y una mayor resiliencia de los bosques más densos, V4. La disminución del NDVI es un poco menor en las zonas con afectación baja que en el promedio de la cobertura (0.099, 13% en V3, 0.02, 2.3% en V4); igual comportamiento se observa con la disminución del CIre (0.390 en V3, 21.6%, y 0.144 en V4, 6.6%). Esto indica buena capacidad de recuperación ante incendios poco graves. Se han documentado algunos casos de incendios que promueven el crecimiento de árboles por eliminación de las ramas más viejas y menos productivas, con follaje menos eficiente fotosintéticamente, y también por fertilización con cenizas (Rodríguez-Trejo, 2008). En un bosque hay que considerar separadamente la recuperación del estrato arbóreo y la de los estratos inferiores, que pueden recuperarse más rápidamente, si bien la vegetación no será la misma, ni en estructura y funcionamiento, ni en su capacidad de almacenamiento de agua y carbono (Meng *et al.*, 2018). En algunos casos, sin embargo, se ha registrado una mayor riqueza de especies del sotobosque (aumento de casi el 100%) y diversidad después de quemas prescritas; así, el fuego contribuye a mantener una alta diversidad en la mayoría de pinares y bosques de pino-encino, si bien los bosques de pinos que se queman con demasiada frecuencia se degradan (Rodríguez-Trejo, 2008).

En definitiva, el fuego tiene impactos negativos, como deforestación, erosión, contaminación, mortalidad de árboles y vida silvestre, además de riesgo para las personas y sus propiedades, etc.; pero también puede tener impactos positivos en la diversidad, regeneración y crecimiento de árboles, reciclaje de nutrientes y materia orgánica, hábitat de la vida silvestre o alimento para el ganado (Rodríguez-Trejo, 2008). Los efectos del fuego varían según el tipo de componentes del ecosistema, así como de la escala espacial y las condiciones del régimen de incendios (Jardel-Peláez *et al.*, 2014). En los bosques de pino, el uso de quemas prescritas a baja intensidad y severidad, además de ayudar a mantener la vegetación y un ambiente favorable para infinidad de especies faunísticas, ayuda a preservar condiciones propias para actividades recreativas y reduce el peligro de incendios de gran magnitud (Rodríguez-Trejo, 2008), mientras que la supresión del fuego provoca la acumulación de material combustible, además de cambios en la estructura y composición de la vegetación, aumentando el riesgo de incendios severos (Jardel-Peláez *et al.*, 2014) de una intensidad mucho mayor y efectos mucho más

graves (Rodríguez-Trejo, 2008). En otros ecosistemas, sin embargo, como los encinares, es conveniente reducir la carga de leña y hojarasca antes de pensar en realizar quemadas prescritas (Rodríguez-Trejo, 2014). En los bosques tropicales con prevalencia de especies sensibles al fuego, degradados o invadidos por pastos exóticos, se recomienda la exclusión del fuego (Rodríguez-Trejo, 2014); más incendios extienden la sabana y reducen el bosque tropical caducifolio, mientras que la exclusión de incendios extiende dichos bosques, reduciendo la sabana (Rodríguez-Trejo, 2008).

Las respuestas de los ecosistemas y la biodiversidad al fuego son complejas y para muchos ecosistemas existe todavía una carencia de conocimiento al respecto, por lo cual este sigue siendo un tema relevante de investigación (Jardel-Peláez *et al.*, 2014). Los datos de teledetección son útiles para este tipo de estudios, pues, a pesar de algunas limitaciones, como el tamaño de pixel o la imposibilidad de distinguir entre los estratos de vegetación o las especies, permiten el monitoreo sistemático de las superficies naturales, por su disponibilidad en cualquier zona afectada y en fechas anteriores y posteriores al evento (Chuvienco *et al.*, 2019). Todos los atributos del régimen de incendios que se pueden caracterizar espacialmente (recurrencia del fuego, intervalo de retorno, severidad, etc.), se relacionan significativamente con el reverdecimiento, en una gran variedad de escenarios de recuperación post-incendio (Fernández-García *et al.*, 2018). El uso de índices de vegetación puede complementarse con datos de campo y datos obtenidos con técnicas multi-sensores, incluyendo LiDAR o hiperespectrales, para proponer planes operacionales de manejo postincendio (Meng *et al.*, 2018).

Los nuevos conocimientos deben ser aplicados en la administración de los ecosistemas, con el fin de preservarlos, restaurarlos o hacerlos productivos para la silvicultura o los usos tradicionales. Esto puede lograrse a través de un manejo integrado de incendios, que incluya tanto las actividades para prevenir y combatir incendios forestales, como una regulación del uso del fuego que considere aspectos ecológicos, políticos, sociales, antropológicos, legales, económicos, normativos y operativos, siempre en beneficio de la biodiversidad y el bienestar de la población (Rodríguez-Trejo, 2008). Esta filosofía conservacionista y respetuosa del medio ambiente, dista mucho, sin embargo, de la que subyace en los incendios forestales ocurridos en Michoacán en la primavera de 2021, coincidiendo con el confinamiento impuesto por la pandemia del COVID-19.

## CONCLUSIONES

En Michoacán ocurren incendios forestales todas las primaveras, en su mayoría provocados con fines agrícolas o de deforestación, que representan un problema ambiental. En el presente trabajo se presenta el estudio, utilizando técnicas de teledetección, de los incendios de la primavera 2021; durante el confinamiento por el COVID-19, fueron especialmente numerosos, en particular en la zona noroeste del estado, donde se encuentra la Meseta Purépecha, zona de importancia social y forestal. Las áreas quemadas se identificaron con una clasificación no supervisada de una imagen posterior al incendio, y el nivel de afectación por la diferencia del índice NBR entre antes y después; se consideraron cinco tipos de vegetación forestal (V1 a V5), según el comportamiento de su NDVI a lo largo del año. En la vegetación caducifolia de baja densidad, tanto arbustiva (V1) como de bosque tropical caducifolio (V5), la afectación fue mayoritariamente baja o moderada-baja, debido al poco material combustible presente, además de que la recuperación fue alta; en las zonas de bosque tropical caducifolio más afectadas, hubo incluso un efecto positivo del fuego, probablemente asociado a la proliferación de ciertas especies. Por otra parte, la vegetación caducifolia con alta densidad (V2), donde predominan los encinos, fue la que presentó el mayor porcentaje de afectación moderada-alta o alta, por la gran acumulación de biomasa seca muy combustible; se observó un fuerte efecto de rebrote en las zonas con afectación baja y moderada-baja. En los bosques templados de vegetación perennifolia (V3 y V4), la afectación fue mayoritariamente baja o moderadamente baja; en

incendios moderados, se pudo producir el rebrote de copa de los pinos; en las zonas más afectadas se observó una mayor resiliencia de los bosques más densos. Ante el cambio climático y el mayor número y gravedad de los incendios forestales, es importante contar con información global y oportuna, como la obtenida mediante el análisis de imágenes satelitales de teledetección. Esto no excluye, sin embargo, la necesidad de información de campo, ya que los datos satelitales no permiten distinguir entre especies, ni la complejidad de la estructura de la vegetación.

## AGRADECIMIENTOS

A la Coordinación de la Investigación Científica de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo por el financiamiento del trabajo.

## LITERATURA CITADA

- Ali, A. M., Darvishzadeh, R., Skidmore, A., Gara, T. W., O'Connor, B., Rocoesli, C., Heurich, M., & Paganini, M. (2020). Comparing methods for mapping canopy chlorophyll content in a mixed mountain forest using Sentinel-2 data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 87. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.102037>
- CEDRSS (Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable y la Soberanía Alimentaria). (2017). *Caso de exportación: El aguacate*.
- Chuvieco, E., Mouillot, F., van der Werf, G. R., San Miguel, J., Tanasse, M., Koutsias, N., García, M., Yebra, M., Padilla, M., Gitas, I., Heil, A., Hawbaker, T. J., & Giglio, L. (2019). Historical background and current developments for mapping burned area from satellite Earth observation. *Remote Sensing of Environment*, 225, 45–64. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.02.013>
- Clevers, J. G. P. W., & Gitelson, A. A. (2013). Remote estimation of crop and grass chlorophyll and nitrogen content using red-edge bands on sentinel-2 and-3. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 23(1), 344–351. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2012.10.008>
- Conedera, M., Tinner, W., Neff, C., Meurer, M., Dickens, A. F., & Krebs, P. (2009). Reconstructing past fire regimes: methods, applications, and relevance to fire management and conservation. *Quaternary Science Reviews*, 28(5–6), 555–576. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2008.11.005>
- Durán, C. V., & Sevilla, P. F. (2003). *Atlas geográfico del estado de Michoacán* (Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, El Colegio de Michoacán, Secretaría de Educación en el estado de Michoacán., & EDDISSA (eds.), Eds.).
- España-Boquera, M. L., & Champo-Jiménez, O. (2011). *Proceso de deforestación en el municipio de Cherán, Michoacán, México (2006-2012)*. 22, 141–153.
- Fernández-García, V., Quintano, C., Taboada, A., Marcos, E., Calvo, L., & Fernández-Manso, A. (2018). Remote sensing applied to the study of fire regime attributes and their influence on post-fire greenness recovery in pine ecosystems. *Remote Sensing*, 10(5). <https://doi.org/10.3390/rs10050733>
- Franco, M. G., Mundo, I. A., & Veblen, T. T. (2020). Field-validated burn-severity mapping in North Patagonian forests. *Remote Sensing*, 12(2). <https://doi.org/10.3390/rs12020214>
- Fuentes Díaz, A., & Paleta Pérez, G. (2015). Violencia y autodefensas comunitarias en Michoacán, México. *Íconos - Revista de Ciencias Sociales*, 19(53), 171. <https://doi.org/10.17141/iconos.53.2015.1702>
- García-Lam, L. (2022). *Los bosques rebeldes de Cherán. Análisis etnográfico de las fuerzas y resistencias sociales frente al abuso del poder*. [www.ceey.org.mx](http://www.ceey.org.mx)
- Gasparello, G. (2018). *Conflicto, respuestas comunitarias a la violencia y formación de paz en Cherán, Michoacán*. <http://revistadeculturadepaz.com>

**Recibido:**  
8/junio/2023

**Aceptado:**  
8/enero/2024

- Jardel-Peláez, E. J., Pérez-Salicrup, D., Alvarado, E., & Morfin-Ríos, J. E. (2014). *Principios y criterios para el manejo del fuego en ecosistemas forestales: guía de campo*. CONAFOR.
- 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. In *International Journal of Wildland Fire* (Vol. 15, Issue 3, pp. 319–345). <https://doi.org/10.1071/WF05097>
- Llorens, R., Sobrino, J. A., Fernández, C., Fernández-Alonso, J. M., & Vega, J. A. (2021). A methodology to estimate forest fires burned areas and burn severity degrees using Sentinel-2 data. Application to the October 2017 fires in the Iberian Peninsula. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 95. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2020.102243>
- MacCarthy, J., Richter, J., Tyukavina, S., Weisse, M., & Harris, N. (2023, August 29). *Fires are getting worse*. Global Forest Watch. <https://www.globalforestwatch.org/blog/fires/data-trends-forest-fires-getting-worse/>
- Meng, R., Wu, J., Zhao, F., Cook, B. D., Hanavan, R. P., & Serbin, S. P. (2018). *Measuring short-term post-fire forest recovery across a burn severity gradient in a mixed pine-oak forest using multi-sensor remote sensing techniques*. <http://www.elsevier.com/open-access/userlicense/1.0/2>
- Montandon, L. M., & Small, E. E. (2008). The impact of soil reflectance on the quantification of the green vegetation fraction from NDVI. *Remote Sensing of Environment*, 112(4), 1835–1845. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.09.007>
- Navarro, G., Caballero, I., Silva, G., Parra, P.-C., Vázquez, Á., & Caldeira, R. (2017). Evaluation of forest fire on Madeira Island using Sentinel-2A MSI imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 58, 97–106. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.02.003>
- Reed, B. C., Brown, J. F., VanderZee, D., Loveland, T. R., Merchant, J. W., & Ohlen, D. O. (1994). Measuring phenological variability from satellite imagery. *Journal of Vegetation Science*, 5(5), 703–714. <https://doi.org/10.2307/3235884>
- Rodríguez-Trejo, D. A. (2008). Fire regimes, fire ecology, and fire management in Mexico. *Ambio*, 37(7–8), 548–556. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-37.7.548>
- Rodríguez-Trejo, D. A. (2014). *Incendios de vegetación. su ecología, manejo e historia. VOL 1* (SEMARNAT, CONAFOR, CONANP, Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl, ANCF, & AMPF, Eds.; 1st ed., Vol. 1). Biblioteca Básica de Agricultura.
- Sáenz-Ceja, J. E., & Pérez-Salicrup, D. R. (2021). Avocado Cover Expansion in the Monarch Butterfly Biosphere Reserve, Central Mexico. *Conservation*, 1(4), 299–310. <https://doi.org/10.3390/conservation1040023>
- Sobrino, J. A., Llorens, R., Fernández, C., Fernández-Alonso, J. M., & Vega, J. A. (2019). Relationship between forest fires severity measured *in situ* and through remotely sensed spectral indices. *Forests*, 10(5). <https://doi.org/10.3390/f10050457>
- Szpakowski, D. M., & Jensen, J. L. R. (2019). A review of the applications of remote sensing in fire ecology. In *Remote Sensing* (Vol. 11, Issue 22). MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/rs11222638>
- Westerling, A. L., Hidalgo, H. G., Cayan, D. R., & Swetnam, T. W. (2006). Warming and earlier spring increase western U.S. forest wildfire activity. *Science*, 6789, 940–943. <https://doi.org/https://doi.org/10.1126/science.1128834>
- White, J. D., Ryan, K. C., Key, C. C., & Running, S. W. (1996). Remote Sensing of Forest Fire Severity and Vegetation Recovery. In *Int. J. Wildland Fire* (Vol. 6, Issue 3).