



universidad  
de león



UNIVERSIDAD DE LEÓN  
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y  
AMBIENTALES

EFFECTO DE LA SEVERIDAD DEL FUEGO SOBRE LA  
COMPLEJIDAD ESTRUCTURAL DE LA VEGETACIÓN.  
APROXIMACIÓN MEDIANTE TÉCNICAS DE  
TELEDETECCIÓN

EFFECT OF FIRE SEVERITY ON THE STRUCTURAL  
COMPLEXITY OF THE VEGETATION. APPROACH  
USING REMOTE SENSING TECHNIQUES

LAURA JIMENO LLORENTE  
TUTOR: JOSÉ MANUEL FERNÁNDEZ GUISURAGA

GRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

SEPTIEMBRE 2023

## ÍNDICE

1.	INTRODUCCIÓN.....	1
2.	OBJETIVOS.....	5
3.	ZONA DE ESTUDIO.....	5
4.	MATERIAL Y MÉTODOS .....	6
4.1.	INVENTARIOS DE CAMPO.....	6
4.2.	PROGRAMA COPERNICUS .....	7
4.2.1	SENTINEL-2.....	8
4.2.2.	SENTINEL-1.....	9
4.3.	ANÁLISIS ESTADÍSTICO .....	10
5.	RESULTADOS .....	11
6.	DISCUSIÓN.....	15
7.	CONCLUSIONES.....	17
8.	REFERENCIAS .....	18

**Resumen:** En los paisajes propensos a incendios de la Cuenca Mediterránea es fundamental realizar un seguimiento en la vegetación con el fin de efectuar una gestión forestal que asegure el mantenimiento de los procesos y la funcionalidad del ecosistema en situación post-incendio. La complejidad estructural de la vegetación tiene un papel crucial para impulsar la resiliencia ecológica de los ecosistemas ante el fuego, por lo que en este trabajo se evaluará el efecto que tiene la severidad del fuego en la complejidad estructural de la vegetación en un paisaje quemado de la Cuenca Mediterránea occidental. Para ello, se utilizarán datos de campo junto con diferentes técnicas y datos de teledetección, como imágenes Sentinel-2 (datos multiespectrales) para estimar la severidad del fuego y Sentinel-1 (datos radar) para estimar la complejidad estructural de la vegetación. Ambos tipos de datos de teledetección han presentado una alta precisión para evaluar a grandes escalas espaciales tanto la severidad del fuego como la complejidad estructural de la vegetación. Se ha evidenciado que, a altas severidades, la complejidad estructural vertical de la vegetación es significativamente menor que a severidades medias y bajas. Estos resultados soportan la utilización de forma conjunta de datos multiespectrales y datos radar para el seguimiento de la complejidad estructural vertical de la vegetación y priorizar zonas donde se deberían realizar actuaciones de gestión post-incendio.

**Palabras clave:** CBI, dNBR, resiliencia, SAR, severidad, VSD.

**Abstract:** In the fire-prone landscapes of the Mediterranean Basin, it's essential to monitor the vegetation in order to carry out forest management that ensures the maintenance of the processes and functionality of the ecosystem in a post-fire situation. The structural complexity of the vegetation plays a crucial role in promoting the ecological resilience of ecosystems in the face of fire, so this work will evaluate the effect of fire severity on the structural complexity of the vegetation in a burned landscape of the western Mediterranean Basin. For this purpose, field data will be used together with different remote sensing techniques and data, such as Sentinel-2 images (multispectral data) to estimate the severity of the fire and Sentinel-1 (radar data) to estimate the structural complexity of the vegetation. Both types of remote sensing data have shown high precision for assessing both fire severity and the structural complexity of vegetation at large spatial scales. It has been shown that, at high severities, the vertical structural complexity of the vegetation is significantly lower than at medium and low severities. These results support the joint use of multispectral data and radar data to monitor the vertical structural complexity of the vegetation and prioritize areas where post-fire management actions should be carried out.

**Key words:** CBI, dNBR, resilience, SAR, severity, VSD.

## 1. INTRODUCCIÓN

Las regiones Mediterráneas ocupan las zonas templadas de la Tierra entre los 30 y 45° de latitud, abarcando parte de California, Chile, suroeste de Australia, Sudáfrica y la Cuenca Mediterránea (Ibáñez, 2010). Estas zonas se caracterizan por tener un fuerte déficit pluviométrico durante los veranos cálidos y secos, además de presentar inviernos húmedos y frescos, variando la precipitación media anual entre los 450 y los 1.000 mm y las temperaturas medias anuales entre los 11 y los 14° C (Ninyerola *et al.*, 2005).

Los ecosistemas Mediterráneos presentan una baja productividad debido a la escasez de agua, pero aun así albergan una elevada biodiversidad, con un gran número de endemismos, tanto en el medio marino como en el terrestre (Peñuelas *et al.*, 2001). Aproximadamente la mitad de las plantas y animales que se incluyen en la Directiva Hábitats se encuentran en la Cuenca Mediterránea, lo que refleja tanto la variedad de especies como su gran amenaza (Sundseth *et al.*, 2010). Esta diversidad es debida a los diferentes paisajes que componen esta región. Muchas zonas están formadas por bosques naturales, los cuales se componen principalmente por masas de pinares, donde destacan el pino carrasco, salgareño y piñonero (*Pinus halepensis*, *Pinus nigra* y *Pinus pinea* respectivamente), encinares (*Quercus Ilex*) y alcornoques (*Quercus suber*) acompañadas de un sotobosque leñoso muy rico dominado entre otros por brezos (*Erica spp.*), madroños (*Arbutus unedo*) y especies aromáticas como el romero (*Salvia rosmarinus*) y el tomillo (*Thymus spp.*), entre otras. Queda manifestada por tanto la importancia de los ecosistemas Mediterráneos, los cuales han sido transformados desde las primeras civilizaciones humanas, lo que concibe que el bosque mediterráneo sea un ecosistema altamente antrópico.

En los ecosistemas Mediterráneos, el régimen natural de incendios ha contribuido históricamente a favorecer rasgos adaptativos que facilitan la resiliencia de los ecosistemas al fuego. Tradicionalmente se ha definido a los incendios forestales como desastres ecológicos sin ningún beneficio. Esto es debido principalmente a que la mayoría de incendios son provocados por el hombre, por lo que solo se vislumbra la visión a corto plazo del desastre, sin considerar la resiliencia de los ecosistemas. La realidad es que los incendios han ocurrido siempre de forma natural en la Cuenca Mediterránea, mucho antes de que apareciera el ser humano, y siempre con un régimen natural, es decir, con una frecuencia, intensidad, estacionalidad y efectos determinados para una zona concreta. Este régimen histórico de incendios conlleva efectos en la multifuncionalidad de los ecosistemas, en la composición y características estructurales de las comunidades vegetales, las propiedades del suelo y el ciclo de los nutrientes dentro del

propio ecosistema (Fernández-Guisuraga *et al.*, 2022). Sin embargo, los ecosistemas Mediterráneos están adaptados a copar con estos cambios y su recuperación está asegurada.

El problema radica en que ha sido precisamente el ser humano el que ha alterado este régimen histórico de incendios aumentando la severidad y frecuencia de estos, además de favorecer la aparición de inconvenientes en la gestión del fuego. La relación del hombre con el fuego viene dada desde la prehistoria, donde el hombre primitivo utilizaba el fuego como una herramienta para transformar el medio que lo rodeaba, ya fuera para despejar terrenos que más adelante se destinarían al cultivo, abrir matorrales o zonas boscosas de gran espesura al ganado, o bien para regenerar pastizales y favorecer el crecimiento de herbáceas apetecibles por el ganado (Gómez del Álamo *et al.*, 2013). Con el paso del tiempo estas técnicas se han mantenido hasta la actualidad. En el medio rural, sigue existiendo una fuerte cultura del fuego, empleándose este mayoritariamente para la quema de rastrojos y vegetación indeseable en los cultivos con fines agrícolas y ganaderos, aunque en menor medida que antaño, ya que en las últimas décadas se ha producido un gran éxodo rural. Esta emigración de la población del campo a la ciudad se produjo a finales del siglo XX, promovida fundamentalmente por el desarrollo que tuvieron tanto la industria como el sector servicios, demandando una gran mano de obra que la población rural supo aprovechar tanto por los beneficios económicos como por el cambio y mejora de vida que podrían darles a sus hijos pudiendo optar a una mejor educación sin tener que trabajar en el campo (Ruíz, 1972).

Este abandono rural ha producido el abandono de los campos de cultivo y la disminución de las cabañas ganaderas, provocando un desmesurado crecimiento de la vegetación en los montes liderado por el matorral, haciendo que las masas forestales ganaran terreno sin que nadie las frenara. El abandono de campos de cultivo se produjo incluso en zonas de regadío, es decir, zonas muy ricas y fértiles, donde la revegetación de las herbáceas es sumamente rápida tras el abandono. Además, la creación de una política forestal basada en la repoblación, básicamente de pinos, ayudó a configurar una vegetación pirófito (Mataix-Solera y Cerdà, 2009). Es aquí donde la vegetación toma el papel fundamental como desencadenante de incendios de alta tasa de propagación y severidad que a día de hoy ocurren, viéndose muy influenciados también por la climatología.

Las condiciones climáticas de la Cuenca Mediterránea suponen un clima favorable en el que la época de mayores temperaturas coincide con el periodo de sequía. De acuerdo con los modelos climáticos, la prevalencia y el extremado clima favorecedor de incendios ya ha emergido más allá de su variabilidad preindustrial en el Mediterráneo debido al cambio climático, y la aparición se generalizará cada vez más a niveles adicionales de calentamiento

(Jones *et al.*, 2022). Analizando la evolución del clima y de los incendios de las últimas cinco décadas, la tendencia es que el cambio climático va a conseguir que la situación empeore debido a que el aumento de las temperaturas va a acrecentar por consiguiente el periodo de sequía estival y con ello la estación natural de incendios. Estos escenarios confirmados de cambio climático, junto con el proceso continuo de transformación social, económica y ecológica del medio forestal, apuntan a situaciones de emergencia de mayor complejidad, relacionados con incendios de alta severidad.

La severidad del fuego hace referencia a la magnitud del cambio ecológico causado por el fuego. Estos efectos van a depender de múltiples factores de gran relevancia como la topografía de la zona, la estructura y humedad del combustible, además del tiempo que haya transcurrido desde el último incendio, el cual determinará la cantidad de biomasa disponible, así como su estado de recuperación tras el incendio anterior (Bodí *et al.*, 2012). Desde una perspectiva global, los incendios severos ocasionan un gran impacto ya que liberan a la atmósfera toneladas de humo, partículas y CO<sub>2</sub> suponiendo el 20% de las emisiones de este gas a la atmósfera, por lo que afectan gravemente a la población, disminuyendo la calidad del aire, y de forma global, retroalimentándose positivamente con el cambio climático. Otro riesgo que ha aumentado su importancia en la actualidad es que el abandono de parcelas agroganaderas se produce cada vez más cerca de las zonas urbanas, llevando a la situación de que se puedan producir incendios severos muy próximos a núcleos urbanos.

En relación a los efectos ecológicos de los incendios severos, estos pueden provocar una alta mortalidad en las plántulas durante las primeras etapas post-incendio y causar un fallo en la respuesta del rebrote (Fernandes *et al.*, 2008). Además de los cambios en la composición y estructura de la vegetación, los incendios forestales severos pueden producir intensos efectos inducidos por el calor sobre las propiedades fisicoquímicas (Mataix-Solera *et al.* 2011) y biológicas (Rincón y Pueyo, 2010) del suelo. En conjunto, todos estos graves impactos pueden conducir a una disminución de la resiliencia y el funcionamiento de los ecosistemas, y, por tanto, a un cambio hacia estados alternativos estables de los ecosistemas. Todos estos impactos han sido bien documentados previamente, sin embargo, el impacto de la severidad del fuego en la diversidad estructural de la vegetación no ha sido tan estudiado.

La complejidad estructural de la vegetación juega un papel fundamental a la hora de promover la resiliencia ecológica que presentan los ecosistemas a los incendios (Chergui *et al.*, 2018), entendiéndose la resiliencia como la capacidad que posee el ecosistema para absorber

las perturbaciones antes de que éste cambie a otro estado estable alternativo (Folke, 2006; Gunderson & Holling, 2002; Müller *et al.*, 2016; Newton & Cantarello, 2015). La complejidad estructural vertical de la vegetación también se ve implicada en el mantenimiento y funcionamiento del ecosistema en paisajes propensos al fuego (Drever *et al.*, 2006; González-De Vega *et al.*, 2016). Esto se debe a que la diversidad de rasgos funcionales que poseen las plantas está altamente relacionada con la disposición física que presente la vegetación en el perfil vertical (Gara *et al.*, 2018; LaRue *et al.*, 2019), así como con la disponibilidad de nutrientes del suelo (LaRue *et al.*, 2019) y la producción primaria (Gough *et al.*, 2019). Además, la existencia de heterogeneidad en la estructura vertical de la vegetación está estrechamente conectada con el nicho ecológico y el hábitat de las especies (Wood *et al.*, 2012). Por tanto, para mejorar el conocimiento sobre la resiliencia ecológica se ha de evaluar la recuperación de la complejidad estructural de la vegetación (González-de Vega *et al.*, 2016), con el fin de proporcionar además mejoras en las acciones de gestión post-incendio (Fernández-Guisuraga *et al.*, 2020).

La problemática existente radica en que realizar un inventario de campo para evaluar la diversidad estructural vertical requiere de un gran esfuerzo y trabajo si el estudio abarca grandes áreas, especialmente si se trata de series multitemporales (Fernández-Guisuraga, Suárez-Seoane, & Calvo, 2021). Además, los estudios de campo no proporcionan la información espacial de forma explícita y exhaustiva (Bergen *et al.*, 2009). En este aspecto, la teledetección permite evaluar de una forma más eficiente el estudio de la estructura vertical de la vegetación en extensas áreas quemadas (Fernández-Guisuraga *et al.*, 2020). En este contexto, los sensores remotos activos como LiDAR y los radares de apertura sintética (SAR) son capaces de medir las propiedades de la estructura vertical de la vegetación (Bergen *et al.*, 2009; Fernández-Guisuraga *et al.*, 2022) gracias a que son sensibles a los dispersores en el dosel en cuanto a su cantidad y distribución (Tanase *et al.*, 2015). Sin embargo, existen ciertas problemáticas alrededor de estos sensores. En el caso de LiDAR, sus limitaciones de disponibilidad impiden a menudo poder llevar a cabo el análisis de la recuperación de la vegetación en paisajes quemados a diferentes escalas temporales (Wood *et al.*, 2012). Y en el caso de los datos de retrodispersión SAR, es una técnica con un elevado potencial, aunque apenas se ha empleado en la evaluación de la resiliencia de ecosistemas propensos al fuego.

## 2. OBJETIVOS

El objetivo principal de este trabajo es evaluar el efecto que tiene la severidad del fuego en la complejidad estructural de la vegetación en un paisaje quemado de la Cuenca Mediterránea occidental, utilizando para ello datos de campo junto con diferentes técnicas y datos de teledetección, como imágenes Sentinel-2 (datos multiespectrales) para estimar la severidad del fuego y Sentinel-1 (datos SAR) para estimar la complejidad estructural de la vegetación. Los objetivos específicos son los siguientes:

- Calcular la severidad del fuego a partir de inventarios de campo y posteriormente extrapolarla a todo el incendio mediante imágenes Sentinel-2.
- Valorar la complejidad estructural de la vegetación post-incendio en base a inventarios de campo.
- Extrapolar la información sobre la complejidad estructural de la vegetación a toda la zona de estudio a partir de imágenes de retrodispersión SAR.
- Analizar el efecto de la severidad del fuego en la complejidad estructural de la vegetación.

## 3. ZONA DE ESTUDIO

El incendio objeto de análisis ocurrió en la zona de la Cabrera, situada al noroeste de la Península Ibérica, el 21 de agosto de 2017, llegando a calcinar 9.940 ha de matorral y comunidades forestales (Figura 2). La zona de estudio está ubicada en el suroeste de la provincia de León, y está delimitada por enclaves montañosos. La Sierra del Teleno y los Montes Aquilianos la aíslan del Bierzo por la zona norte. La Sierra de la Cabrera la separa al sur de Sanabria (Zamora) mientras que en el suroeste se encuentran las cumbres serranas de la Mina formando una frontera con Orense. Al sureste se emplaza Carucedo, donde estos límites territoriales son mucho más suaves que los anteriores.

La zona de la Cabrera presenta un relieve montañoso acusado y su geología está dominada por materiales pizarrosos de los periodos Ordovícico y Silúrico. Los suelos son ácidos y pobres, dando lugar a una vegetación prácticamente restringida a matorrales de aulaga (*Genista hystrix*) y retama (*Genista florida*) así como brezos (*Erica australis*), además de bosques de rebollo (*Quercus pyrenaica*) y pinos como el silvestre (*Pinus sylvestris*). También están presentes la agricultura y la ganadería, las cuales están limitadas a los fondos de valle y las laderas, ocupando una porción pequeña de todo el territorio.

Todos los municipios de las comarcas de La Cabrera están incluidos en la zona del Plan 42 de la Junta de Castilla y León para la prevención de incendios forestales. Los continuos incendios expresan las tensiones que en muchos casos se producen por la gestión de estas zonas forestales. La importancia para suministrar pastos y leñas de estas zonas ha ido desapareciendo progresivamente con la menor presión humana sobre el territorio y el cambio en los sistemas de aprovechamiento ganadero y forestal (Sánchez Muñoz *et al.*, 2008).

#### **4. MATERIAL Y MÉTODOS**

##### **4.1. INVENTARIOS DE CAMPO**

Un mes después del incendio se establecieron aleatoriamente 53 parcelas en campo de 20 m x 20 m para medir la severidad del fuego. El tamaño de las parcelas es coincidente con el tamaño de pixel de Sentinel-2. En las parcelas se midió el índice de severidad en campo CBI (Índice Compuesto de Quema). A partir de este índice se puede representar numéricamente la magnitud de los efectos del fuego combinados en todos los estratos existentes por parcela, es decir, refleja el estado promedio de quema de la parcela. Los estratos se organizan jerárquicamente de la siguiente manera: sustrato superficial del suelo; hierbas, arbustos y árboles de menos de 1 m de altura; arbustos y árboles de 1 a 5 m de altura; árboles intermedios de 10-25 cm de diámetro de tronco y 8-20 m de altura; y grandes árboles (mayores que los anteriores) que reciben luz solar directa. Para el cálculo del CBI, se tuvieron en cuenta diversos factores como el color del suelo, la cantidad de biomasa quemada, el ennegrecimiento de los árboles, el rebrote que hayan tenido las plantas quemadas, así como el establecimiento de nuevas colonias de especies entre otros (Key y Benson, 2006). A cada uno de los factores se les califica numéricamente según unos criterios establecidos, obteniendo así una escala continua que representa el grado de alteración, la cual oscila entre 0,0 (sin alteración) y 3,0 (totalmente alterada). Por tanto, se obtuvo un valor de CBI para cada una de las 53 parcelas de campo.

Un año después del incendio se evaluó la VSD (diversidad estructural vertical) de la vegetación en 75 parcelas elegidas aleatoriamente dentro de la zona de estudio. La superficie de estas parcelas fue también de 20 m x 20 m (resolución espacial de las imágenes Sentinel-1), aunque debido a la dificultad que implica medir la cobertura vegetal por diferentes estratos en altura en una superficie tan amplia, se hizo una medición en cuatro subparcelas 2 m x 2 m, cuyo valor de VSD se promedió por parcela de 20 m x 20 m. La VSD refleja la presencia o no de vegetación en diferentes estratos por altura, siendo esta mayor a medida que la vegetación esté

presente en el mayor número de estratos además de que exista una cobertura similar en todos ellos. La diversidad estructural vertical, en este estudio, se ha medido en base al Índice de Shannon (Angelo, 2010), el cual define la diferenciación vertical como la diversidad de estratos de vegetación. Para ello, se calcula para cada parcela empleando la siguiente fórmula, donde  $p_i$  es la proporción de cobertura vegetal en el  $i$ -ésimo estrato, y donde  $S$  es el número total de estrato. VSD es adimensional.

$$VSD = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

Para este fin, se midió la cobertura en cuatro estratos: de 0 m a 0,5 m de altura; de 0,5 m a 1 m de altura; de 1 m a 4 m de altura; y cobertura por encima de 4 m de altura, utilizando un método de estimación visual de la proyección vertical de la cobertura de vegetación en porcentaje. Finalmente, se obtuvo un valor de VSD para cada una de las 75 parcelas de campo.

#### 4.2. PROGRAMA COPERNICUS

Copernicus es el programa de la Unión Europea de observación y monitorización de la Tierra, que se lanzó en el año 2001 con el nombre de GMES (Monitorización Global para el Medio Ambiente y la Seguridad), aunque fue en 2012 cuando se le rebautizó con el nombre actual. Su función es analizar el planeta y el medio ambiente en beneficio de los ciudadanos europeos. El programa proporciona datos de manera operacional y servicios de información de forma gratuita sobre numerosas áreas de aplicación, gracias a una gran variedad de tecnologías, que van desde los satélites en el espacio a los sistemas de medición en tierra, mar y aire. Copernicus se creó con el principal objetivo de poder obtener en Europa de forma autónoma y sostenible una forma para producir y proporcionar información geográfica, no solo de Europa sino también a escala global.

El programa Copernicus cuenta con dos tipos de satélites. Por un lado, están los satélites Sentinel, los cuales se han desarrollado específicamente para el programa, y por otro, las misiones participantes o contributivas, que están dirigidas por otras organizaciones nacionales, europeas o internacionales, y que ya proporcionaban datos a los servicios de Copernicus. Cada una de las misiones Sentinel está formada por dos satélites, permitiendo que la frecuencia y cobertura que observan ofrezca un conjunto de datos lo más amplio posible, centrándose cada misión en observar un aspecto diferente de la Tierra. En este trabajo en concreto se utilizarán

imágenes procedentes de Sentinel-2 (datos multiespectrales para extrapolar la severidad del fuego a todo el incendio) y Sentinel-1 (datos radar para extrapolar la diversidad estructural vertical de la vegetación).

#### 4.2.1 SENTINEL-2

Sentinel-2 es un satélite óptico multiespectral de alta resolución para la observación de la cobertura terrestre, la vegetación y el agua, así como el cambio climático y desastres naturales. Posee 13 bandas espectrales con resoluciones de 10, 20 y 60 m en recorridos de 290 km de ancho de visión, siendo por tanto el satélite más avanzado de su clase debido a que incorpora tres bandas en el borde rojo del espectro, proporcionando así información indispensable sobre el estado de la vegetación. Con él se puede apreciar la cobertura mundial del planeta con una resolución temporal de 5 días. Se trata de una constelación formada por dos satélites idénticos (Sentinel-2A y Sentinel-2B) multiespectrales de órbita polar que están separados entre sí 180° para que la cobertura que capturan de la Tierra sea lo mayor posible. El satélite también ofrece diferentes niveles de procesamiento de las imágenes en función de las correcciones a las que se hayan sometido (ESA, 2023a). A partir de estas imágenes se pueden calcular diversos índices espectrales mediante la combinación de sus bandas.

Para poder calcular la severidad del fuego se ha de seleccionar una imagen pre-incendio y otra post-incendio, ambas de calidad. Para que esta calidad sea la mayor posible, se ha de evitar la presencia de nubosidad, las imágenes deberían de proceder del mismo sensor para que la comparación fuera más fácil, además de que es conveniente que exista una proximidad entre las imágenes y la fecha del incendio. En este caso concreto, se adquirieron dos imágenes de Sentinel-2 MSI nivel 1C (reflectancia en el techo de la atmósfera) sin cobertura de nubes sobre la zona quemada. En primer lugar, la imagen pre-incendio del día 13 de agosto de 2017 a las 11:21:21 UTC y, por otro lado, la imagen post-incendio del 2 de septiembre de 2017 a las 11:21:11 UTC. A estas imágenes se les han corregido los efectos topográficos y atmosféricos con el propósito de obtener un producto de reflectancia en superficie con una resolución espacial de 10 m mediante el empleo del algoritmo ATCOR (Fernández-Guisuraga *et al.*, 2021).

Estas imágenes multiespectrales se han utilizado para obtener índices de vegetación que permitan valorar la severidad a escala del incendio. Estos índices son el NBR (Índice Normalizado de Área Quemada) y el dNBR (delta-Índice Normalizado de Área Quemada). El

NBR post-incendio es un índice creado para resaltar las zonas quemadas tras un incendio. Para su cálculo se combinan las longitudes de onda del infrarrojo cercano (NIR) y el infrarrojo de onda corta (SWIR) mediante la fórmula  $NBR = (NIR - SWIR) / (NIR + SWIR)$ . La diferente respuesta espectral de la vegetación en estas bandas es lo que explica la utilidad de este índice para discriminar vegetación quemada y no quemada. Sin embargo, con el NBR post-incendio solo se conoce la cantidad de vegetación que se ha quemado, y para evaluar la severidad del incendio se ha de tener en cuenta también el estado inicial de la vegetación antes de que se produjera este. Es aquí donde entra en juego el dNBR, el cual relaciona estas dos situaciones por medio de una diferencia entre el NBR pre-incendio y NBR post-incendio, de tal forma que un alto nivel de dNBR indica mayores daños por el incendio, es decir, una mayor severidad.

#### 4.2.2. SENTINEL-1

Sentinel-1 es un satélite capaz de adquirir imágenes de retrodispersión SAR útiles bajo cualquier condición meteorológica (incluso a través de la lluvia y las nubes), contando con diferentes aplicaciones terrestres y oceánicas. Se trata de una constelación formada por dos satélites idénticos (Sentinel-1A y Sentinel-1B) de órbita polar, y que orbitan a 180° el uno del otro al igual que los satélites de Sentinel-2 (ESA, 2023b).

El SAR trabaja en la banda del espectro electromagnético comprendida entre 1 mm y 1 m de longitud de onda (región de las microondas). Que estas ondas sean capaces de atravesar cualquier condición atmosférica, además de no verse afectadas por la dispersión atmosférica, se deba a su gran longitud de onda.

En cuanto a la creación de imágenes, el radar trabaja de la siguiente manera. En un primer momento el satélite emite las microondas a una dirección determinada, donde estas impactan con los objetos presentes y se dispersan. Esta energía dispersada es recibida y amplificada por el satélite (retrodispersión), además de ser analizada para obtener la información sobre la localización y propiedades de los objetos estudiados. También puede medirse el tiempo que tarda la radiación en ir hasta el objeto y volver, conociéndose de este modo la distancia que se ha recorrido pudiendo realizar modelos digitales de elevaciones del terreno (MDE) (Universidad de Murcia, 2003).

La resolución de las imágenes SAR depende directamente de la relación existente entre la longitud de onda del sensor y la longitud de la antena de este, de forma que, para una onda determinada, a mayor longitud de antena mayor resolución espacial (ESA, 2023c). Por lo que

para obtener una buena resolución espacial (por ejemplo 10 m) a una longitud de onda comúnmente usada (5 cm, banda C), se necesitaría que la antena tuviera una longitud de unos 4 km, situación totalmente inviable. Es aquí donde entra en juego la apertura sintética. Esta innovación consiste en simular una antena de dimensiones mayores a la que realmente se tiene, para ello, se emplea un array (agrupación de antenas), que es equivalente a una antena que se mueve a lo largo de una línea en la que se miden las señales de manera coherente y en la que se van añadiendo las unas a las otras, asumiendo que el objeto no se ha movido durante el recorrido del sensor. A continuación, se procesa digitalmente la señal para poder enfocar la imagen y obtener esa mejor resolución espacial que se buscaba.

En el caso de la tecnología del radar, se ha de hablar de bandas o polarizaciones. Estas expresan la forma en la que se ha transmitido y recibido la radiación. Para este caso concreto de nuestro trabajo, se emplean las polarizaciones VV (la radiación se ha transmitido y recibido de forma vertical) y VH (se ha transmitido la radiación verticalmente y se ha recibido horizontalmente). Una polarización idéntica (en nuestro caso VV), hace referencia a la presencia de una superficie que refleja la radiación en su totalidad. Y una polarización cruzada (en este caso VH), hace referencia a una superficie de tipo rugoso y, por tanto, de una reflexión mucho menor. El empleo de una polarización múltiple hace posible captar un mayor abanico de diferentes situaciones del terreno.

### 4.3. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para obtener mapas de severidad categorizados y con sentido ecológico a partir del índice dNBR para todo el incendio, los valores medidos de CBI en las parcelas de campo se relacionaron con los valores de dNBR correspondientes a cada parcela. Es decir, se calibró un modelo de regresión lineal entre ambas variables para reclasificar los valores de dNBR y obtener así unas categorías de severidad. Estos datos de severidad se clasificaron siguiendo los umbrales sugeridos por Miller y Thode (2007) de la siguiente forma: severidad baja ( $CBI < 1.25$ ), moderada ( $1.25 \leq CBI \leq 2.25$ ) y alta ( $CBI > 2.25$ ). Correspondientes con estos valores de CBI y la ecuación del modelo de regresión lineal, se establecieron las tres categorías de severidad en función de los niveles de dNBR. Una vez que se han obtenido los umbrales de severidad dNBR con sentido ecológico, se han de trasladar a la capa ráster dNBR de la imagen Sentinel-2 para poder realizar un mapa que ayude a visualizar como el fuego ha afectado a la zona de estudio (Figura 2).

La VSD medida en las parcelas de campo se extrapoló a todo el incendio a partir de los datos SAR Sentinel-1. En primer lugar, se ha de determinar si se pueden emplear las polarizaciones SAR para este cometido. Para ello, se ha comprobado el ajuste individual de las polarizaciones a través de un modelo de regresión lineal con la VSD y si el coeficiente de determinación ( $R^2$ ) que se obtiene es aceptable a nivel de polarización individual. Mediante un modelo de regresión lineal multivariante se ha predicho la VSD en las parcelas de campo (variable dependiente) a partir de las polarizaciones VH y VV (predictores). El análisis de varianza (ANOVA) del modelo permitió definir la significación de los predictores. A partir de la ecuación del modelo, se efectuaron predicciones de VSD para cada una de las parcelas y fueron evaluadas mediante el  $R^2$ . Dicha ecuación sirvió también para calcular la VSD en todo el incendio a partir de las capas ráster de las polarizaciones SAR.

Finalmente, se determinó si existen diferencias significativas entre los valores de VSD (variable dependiente continua) para las distintas categorías de severidad (predictor categórico) mediante un ANOVA. Para ello, se realizó un muestreo aleatorio de 1.000 puntos, y para cada uno de ellos se extrajo la categoría de severidad y el valor de la VSD. Como también se debe conocer entre qué categorías de severidad existen esas diferencias se realizó una comparación por pares de Tukey. Todos los análisis estadísticos fueron implementados en R (R Core Team, 2021).

## **5. RESULTADOS**

A partir del modelo de regresión lineal entre el índice CBI medido en campo y el índice dNBR extraído para cada parcela, se han obtenido los siguientes umbrales de severidad basados en el dNBR: severidad baja ( $dNBR < 384$ ), severidad moderada ( $384 \leq dNBR \leq 659$ ) y severidad alta ( $dNBR > 659$ ). El modelo de regresión lineal mostró un alto ajuste ( $R^2 = 0,84$ ). Se observa una evidente relación proporcional directa en la que a mayores niveles de CBI, mayor dNBR y por tanto mayor severidad (Figura 1). Una vez se establecieron los niveles reclasificados de dNBR se realizó el consiguiente mapa de severidad (Figura 2), en el que puede observarse como la mayor parte de la superficie del incendio está quemada a alta severidad. También se han representado en el mapa las parcelas que se establecieron en campo para la medición de la VSD, las cuales se puede observar que son representativas de todas las categorías de severidad (severidad baja, moderada y alta).

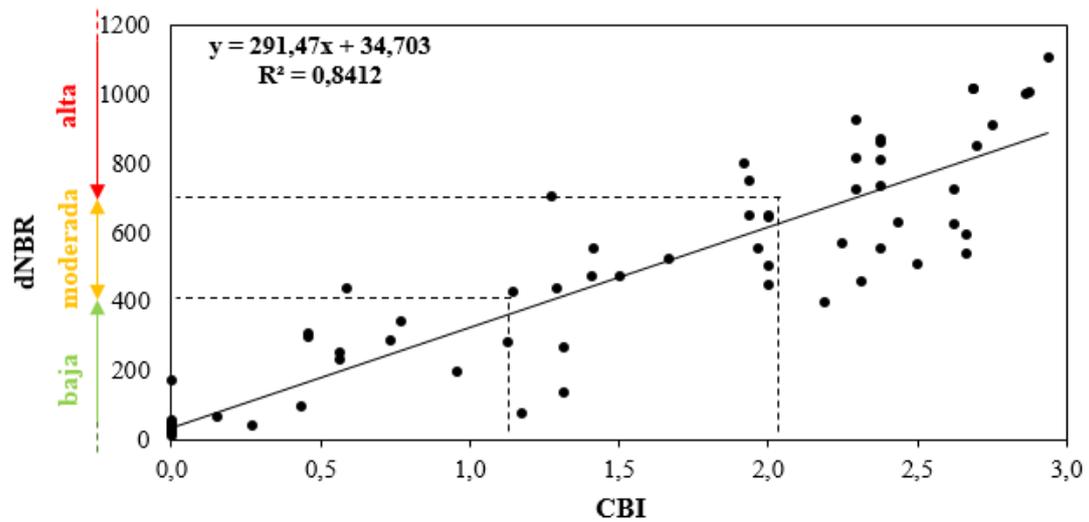


Figura 1. Modelo de regresión lineal entre el Índice compuesto de quema (CBI) y el delta-Índice normalizado de área quemada (dNBR) con las clases de severidad delimitadas en valores discretos.

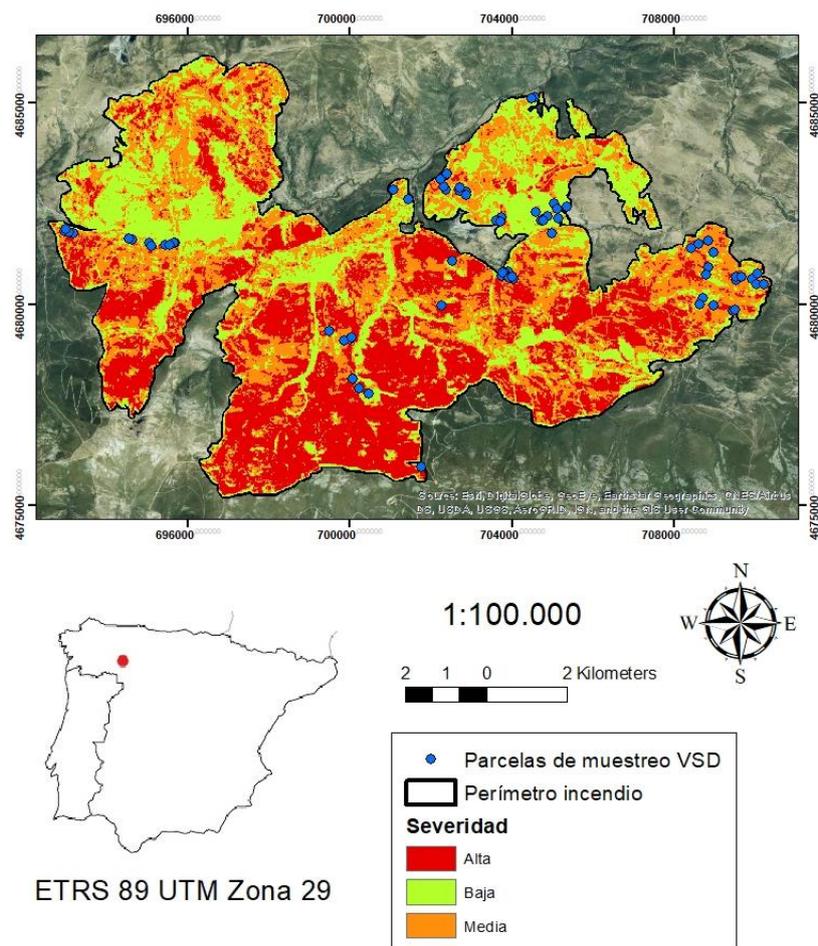


Figura 2. Mapa de la zona de estudio dentro del perímetro del incendio forestal de la Sierra de la Cabrera (2017) en el que se representan los distintos niveles de severidad y las parcelas de muestreo VSD.

El modelo de regresión lineal calibrado entre las polarizaciones SAR individuales y la VSD mostró un ajuste elevado ( $R^2 > 0,6$ ; Figura 3). Además, se observa que el ajuste de las polarizaciones es polinómico. El grado de ajuste obtenido entre la VSD medida en campo y la VSD predicha por el modelo (Figura 4) también es elevado ( $R^2 = 0,74$ ), y por tanto se puede asumir que la predicción de la VSD a partir de las polarizaciones SAR, y el consiguiente mapa de VSD para todo el incendio, son fiables. Para predecir la VSD se emplea una ecuación definida por el programa R, la cual se forma a partir de los valores estimados también por el programa (Tabla 1).

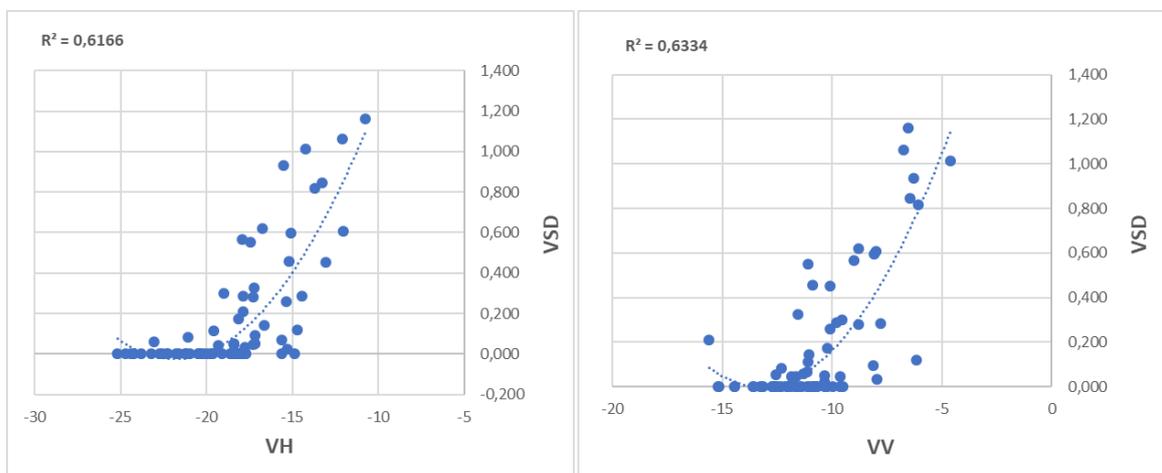


Figura 3. Gráficos de dispersión mostrando la relación entre la VSD y las polarizaciones VV y VH de las imágenes de radar con sus correspondientes valores de  $R^2$ .

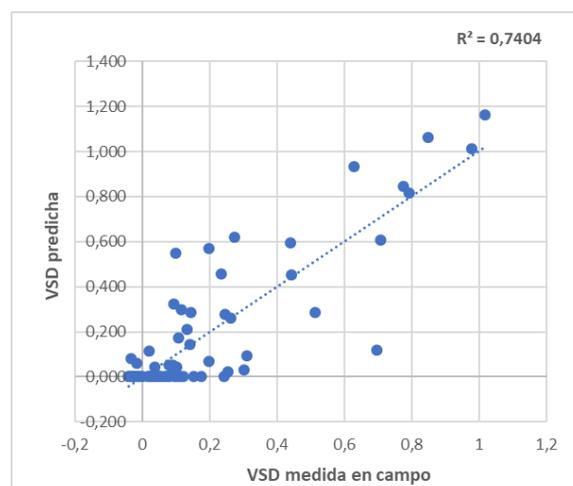


Figura 4. Relación entre la VSD medida en campo y la VSD predicha por el modelo de regresión lineal con su correspondiente valor de  $R^2$ .

Tabla 1. Resultados del modelo de regresión lineal de predicción de la VSD a partir de las polarizaciones VV y VH de las imágenes de radar.

Parámetro	Estimación	Error estándar	Valor de t	Probabilidad ( $> t $ )
Intercepto	4.125235	0.489701	8.424	3.35e-12 ***
VH	0.219163	0.059876	3.660	0.000489 ***
VH <sup>2</sup>	0.004940	0.001560	3.166	0.002300 **
VV	0.272085	0.059190	4.597	1.88e-05 ***
VV <sup>2</sup>	0.010653	0.002717	3.921	0.000205 ***

Códigos de significación: 0 '\*\*\*\*' 0.001 '\*\*\*' 0.01 '\*\*' 0.05 '.' 0.1 '.' 1

Error estándar residual: 0.1547 en 69 grados de libertad

Coefficiente de determinación (R<sup>2</sup>): 0.7404

Estadístico F: 49.2 en 4 y 69 grados de libertad, valor de p: < 2.2e-16

Finalmente, se han evidenciado diferencias significativas entre la VSD para las distintas categorías de severidad ( $F = 205$ ;  $p < 0,0001$ ), existiendo un valor significativamente más alto de VSD en severidad baja que en moderada y en alta ( $p < 0,05$ ), siendo en esta última categoría el valor de VSD el más bajo significativamente ( $p < 0,05$ ) (Figura 5).

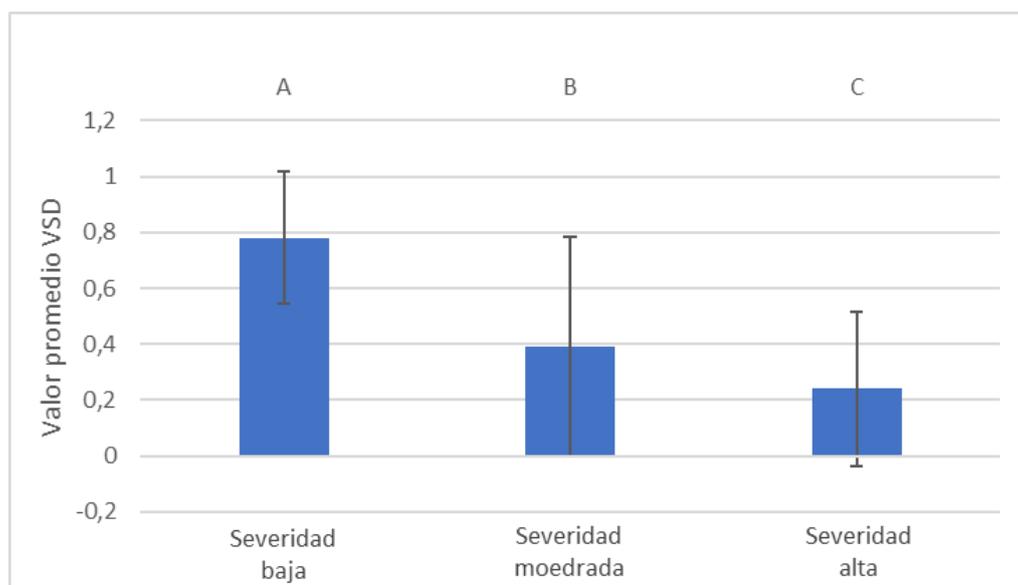


Figura 5. Valores promedio y desviación estándar de la VSD para cada categoría de severidad. Las letras mayúsculas denotan diferencias significativas entre categorías de severidad (valor de  $p < 0,05$ ).

## 6. DISCUSIÓN

En zonas de incendios recurrentes como la Cuenca Mediterránea, se requiere poder estimar la severidad del incendio de la manera más rápida y precisa para mapear la zona y evaluar los daños ocasionados, mejorando así la comprensión del régimen de incendios y sus vías de sucesión. Para ello se ha de poder traducir la información proveniente de los sensores remotos en variables forestales que los gestores del territorio sepan interpretar correctamente. Además, se ha observado que la relación entre los índices de severidad calculados a partir de Sentinel-2 (dNBR) y los datos de severidad adquiridos en campo (CBI), permiten identificar relaciones confiables y con sentido ecológico (Cardil *et al.*, 2019). Por su parte, los sensores activos como el SAR han permitido caracterizar de forma adecuada la estructura tridimensional de la vegetación en paisajes quemados, contribuyendo a la conservación y gestión de la biodiversidad (Kalogirou *et al.*, 2014).

En este sentido, las imágenes de retrodispersión Sentinel-1 han permitido determinar con precisión la cantidad y disposición de elementos dispersores en el perfil vertical de la vegetación, parámetro imposible de identificar a través de otros sensores como Landsat o Sentinel-2 (Bergen *et al.*, 2009; Fernández-Guisuraga *et al.*, 2022). Los sensores ópticos pasivos multiespectrales son útiles para determinar el tipo de vegetación, así como la estructura horizontal del paisaje. Pero para estimar la complejidad estructural de la vegetación se ha de tener en cuenta tanto la dimensión horizontal como vertical de la vegetación a la hora de valorar la biodiversidad. La tecnología SAR permite realizar mediciones volumétricas y verticales de la estructura vegetal con una eficacia considerable, la cual ha sido altamente estudiada en investigaciones previas (p. ej. Bergen, 2009). Los datos de retrodispersión de Sentinel-1 mostraron una gran sensibilidad a los cambios en la estructura forestal debido a que las ondas SAR de banda C se encuentran directamente influenciadas por la densidad y tamaño de los tallos, ramas y follaje. La retrodispersión del radar, para una polarización y longitud de onda determinadas, viene dada por las propiedades estructurales de las copas de la vegetación y unas propiedades dieléctricas en función del volumen de agua que contenga la vegetación, así como el estado en el que se encuentre (líquida o sólida) y la densidad seca específica del tallo principal. Cabe destacar que la interacción de la señal del SAR con los componentes del dosel depende de la longitud de onda del sensor, de forma que las longitudes de onda más cortas (banda C) son aquellas sensibles a las hojas y pequeñas ramas del dosel, que penetran en menor medida que las ondas de mayor longitud de onda (banda L). Es decir, las ondas de menor longitud tienden a saturarse dentro de la copa, mientras que las de mayor longitud consiguen

penetrar a través del dosel y retrodispersarse desde ramas y tallos (McDonald *et al.*, 1990). Es por esta razón que, en este trabajo, la especificidad de estimar los parámetros verticales de la vegetación a través de datos de SAR de banda C resulta altamente apropiada ya que es una tecnología que se emplea en el estudio de zonas donde la cobertura de vegetación es baja o moderada, con un dosel no demasiado cerrado, situación que se asemeja a la revegetación post-incendio (Fernández-Guisuraga *et al.*, 2022). Es decir, las ondas SAR de banda C consiguen penetrar en la vegetación post-incendio ya que esta presenta un dosel poco denso debido a la quema y consumo de las ramas pequeñas y las hojas, pudiendo llegar las ondas del sensor hasta los estratos de vegetación más bajos (Tanase *et al.*, 2010).

Si bien la capacidad de extrapolar las relaciones predictivas de forma espacial y temporal es uno de los mayores desafíos que existen actualmente, es un hecho que en este trabajo se ha conseguido realizar con éxito gracias a las anteriormente mencionadas capacidades de la tecnología de retrodispersión SAR para conseguir caracterizar la estructura de la vegetación en zonas quemadas. Es por eso que el enfoque adquirido en el estudio puede transferirse a otros ecosistemas Mediterráneos, así como a otros biomas sometidos a altas severidades de quema o bien representados por tener una biomasa no muy densa. Es decir, situaciones en las que las ondas de la banda C del radar puedan penetrar hasta alcanzar la vegetación del estrato inferior (Belenguer-Plomer *et al.*, 2019). Esta metodología ya ha resultado ser útil para evaluar las características estructurales de la vegetación en bosques boreales de América del Norte afectados por altos niveles de severidad del fuego, así como en el bioma de la tundra, caracterizado por presentar baja biomasa. Del mismo modo, también se ha evidenciado como el empleo de este enfoque no permite evaluar la resiliencia al fuego en zonas tropicales donde existe una alta concentración de biomasa, y por tanto sería más adecuado el uso de sensores SAR con longitudes de onda larga que puedan penetrar en doseles tan cerrados con un alto nivel de vegetación (Kasischke *et al.*, 2007; Tanase *et al.*, 2010).

Se observa como la mayor parte del incendio está quemada con altos niveles de severidad debido principalmente a la gran cantidad de combustible presente, formado principalmente por matorrales pertenecientes a los géneros *Genista* sp. y *Erica* sp. Los resultados obtenidos en este trabajo evidencian que, para altas severidades del fuego, menor es la complejidad estructural vertical de la vegetación. Es decir, las zonas que presentan una mayor severidad son aquellas en las que se ha producido un mayor consumo de la vegetación, y donde la capacidad de recuperación de la vegetación es peor que en las zonas menos afectadas por el incendio. Esta circunstancia guarda su lógica en los principios de la ecología que atestiguan

que, a mayor efecto de un incendio, es decir, mayor severidad, más se alejará la situación post-incendio de la situación inicial y, por tanto, será más difícil que el ecosistema se recupere (González de Vega *et al.*, 2016). Las altas severidades del fuego provocan un enorme empobrecimiento del ecosistema, tanto por la casi completa combustión de la vegetación como por la destrucción del suelo, el cual se ve además muy afectado por la sucesiva erosión que se produce tras el incendio a causa de las lluvias que producen un lavado del suelo arrastrando consigo todos sus nutrientes, así como semillas, entre otros.

Se observa por tanto como los distintos grados de severidad que alcanzan los incendios van a condicionar la recuperación del ecosistema, al menos en un parámetro tan relevante como lo es la complejidad estructural de la vegetación. En base a los resultados de este trabajo, tiene sentido aplicar en futuros estudios datos de teledetección SAR de la banda C aplicados a enfoques multitemporales para evaluar la resiliencia de paisajes Mediterráneos propensos al fuego.

## **7. CONCLUSIONES**

En los últimos años los incendios forestales se han convertido en uno de los principales problemas que asolan la Cuenca Mediterránea, por lo que cobra real importancia poder disponer de forma espacializada y detallada la máxima información disponible sobre estas perturbaciones. Las distintas tecnologías de teledetección aplicadas en este trabajo (datos Sentinel-2 multiespectrales y Sentinel-1 SAR) han demostrado ser aptas para poder caracterizar tanto la variabilidad espacial de la severidad del fuego, como sus efectos sobre la diversidad estructural de la vegetación en zonas quemadas, por lo que son tecnologías que pueden aplicarse en el estudio de la resiliencia de la vegetación en ecosistemas heterogéneos que se han visto afectados por diferentes severidades del fuego.

Bajo escenarios de altas severidades del fuego, menor es la complejidad estructural vertical de la vegetación a corto plazo tras el incendio, por lo que se trataría de zonas prioritarias para realizar actuaciones de gestión dirigidas a mantener el funcionamiento y los procesos ecosistémicos de los paisajes propensos al fuego, los hábitats y la biodiversidad.

## 8. REFERENCIAS

Angelo, J. J. (2010) “Characterizing the vertical structure and structural diversity of Florida Oak scrub vegetation using discrete-return LIDAR”, *Electronic Theses and Dissertations*. 1553.

Belenguer-Plomer, M. A., Tanase, M. A., Fernandez-Carrillo, A., & Chuvieco, E. (2019) “Burned area detection and mapping using Sentinel-1 backscatter coefficient and thermal anomalies”, *Remote Sensing of Environment*, 233, 111345.

Bergen, K.M., Goetz, S.J., Dubayah, R.O., Henebry, G.M., Hunsaker, C.T., Imhoff, M.L., Nelson, R.F., Parker, G.G. and Radeloff, V.C. (2009) “Remote sensing of vegetation 3-D structure for biodiversity and habitat: Review and implications for lidar and radar spaceborne missions”, *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 114 (G2).

Bodí, M. B., Cerdà, A., Mataix-Solera, J., & Doerr, S. H. (2012) “Efectos de los incendios forestales en la vegetación y el suelo en la cuenca mediterránea: revisión bibliográfica”, *Boletín de la asociación de Geógrafos Españoles*, 58, 33-55.

Cardil, A., Mola-Yudego, B., Blázquez-Casado, Á., & González-Olabarria, J. R. (2019) “Fire and burn severity assessment: Calibration of Relative Differenced Normalized Burn Ratio (RdNBR) with field data”, *Journal of environmental management*, 235, 342-349.

Chergui, B., Fahd, S. & Santos, X. (2018) “Quercus suber forest and Pinus plantations show different post-fire resilience in Mediterranean north-western Africa”, *Annals of Forest Science*, 75, 64.

Drever, C.R., Peterson, G., Messier, C., Bergeron, Y. & Flannigan, M. (2006) “Can forest management based on natural disturbances maintain ecological resilience?”, *Canadian Journal of Forest Research*, 36, 2285–2299.

ESA. (2023a). Sentinel-2 mission. Disponible en: <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-2> (Accedido: 3 de julio de 2023).

ESA. (2023b). Sentinel-1 mission. Disponible en: <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-1> (Accedido: 6 de julio de 2023).

ESA. (2023c). Sentinel-1 SAR User Guide. Disponible en <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/user-guides/sentinel-1-sar> (Accedido: 14 de julio de 2023).

Fernandes, P. M., Vega, J. A., Jimenez, E., & Rigolot, E. (2008) “Fire resistance of European pines”, *Forest Ecology and Management*, 256(3), 246-255.

Fernández-Guisuraga, J. M., Calvo, L., & Suárez-Seoane, S. (2020) “Comparison of pixel unmixing models in the evaluation of post-fire forest resilience based on temporal series of satellite imagery at moderate and very high spatial resolution”, *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 164, 217-228.

Fernández-Guisuraga, J. M., Suárez-Seoane, S., & Calvo, L. (2021) “Radiative transfer modeling to measure fire impact and forest engineering resilience at short-term”, *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 176, 30-41.

Fernández-Guisuraga J. M., Marcos E. y Suárez-Seoane S. (2022) “ALOS-2 L-band SAR backscatter data improves the estimation and temporal transferability of wildfire effects on soil properties under different post-fire vegetation responses”, *Science of The Total Environment*, 842: 156852.

Fernández-Guisuraga, J. M., Suárez-Seoane, S., & Calvo, L. (2023) “Radar and multispectral remote sensing data accurately estimate vegetation vertical structure diversity as a fire resilience indicator”, *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 9(1), 117-132.

Fernández-Guisuraga, J.M., Suárez-Seoane, S., Fernandes, P.M., Fernández-García, V., Fernández-Manso, A., Quintano, C. and Calvo, L. (2022) “Pre-fire aboveground biomass, estimated from LiDAR, spectral and field inventory data, as a major driver of burn severity in maritime pine (*Pinus pinaster*) ecosystems”, *Forest Ecosystems*, 9, 100022.

Folke, C. (2006) “Resilience: the emergence of a perspective for social–ecological systems analysis”, *Global Environmental Change*, 16, 253–267.

Gara, T.W., Darvishzadeh, R., Skidmore, A.K. & Wang, T. (2018) “Impact of vertical canopy position on leaf spectral properties and traits across multiple species”, *Remote Sensing*, 10, 346.

Gómez del Álamo, R., Montiel Molina, C., Adrados Villar, E., Martínez García, L., Villar Lijarcio, J.J., Martín-Palomino y Benito, M., Araque Jiménez, E., Luzón García, A., Palacios Estremera, T., Madrazo García de Lomana, G., Entrenas Martínez, L., Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (ed). (2013) “Presencia histórica del fuego en el territorio”, *Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente*. doi: 978-84-491-1289-8

González-De Vega, S., De las Heras, J., & Moya, D. (2016) “Resilience of Mediterranean terrestrial ecosystems and fire severity in semiarid areas: Responses of Aleppo pine forests in the short, mid and long term”, *Science of the Total Environment*, 573, 1171-1177.

Gough, C.M., Atkins, J.W., Fahey, R.T. & Hardiman, B.S. (2019) “High rates of primary production in structurally complex forests”, *Ecology*, 100, e02864.

Gunderson, L.H. & Holling, C.S. (2002) *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems*. Washington, DC: Island Press.

Ibáñez, J. (2010) *Bioma Mediterráneo: El bosque y matorral mediterráneos (El chaparral)*, disponible en: <https://www.madrimasd.org/blogs/universo/2010/02/19/135398> (Accedido: 4 de abril de 2023).

Jones, M. J., Abatzoglou, J. T., Veraverbeke, S., Andela, N., Lasslop, G., Forkel, M., Smith, J. P. A., Burton, C., Betts, A. B., van der Werf, R. G., Sitch, E., Canadell, G. J., Santin, C., Kolden, C., Doerr, H. S., Le Quéré, C. (2022) “Global and Regional Trends and Drivers of Fire Under Climate Change”. *Reviews of Geophysics*. doi: 10.1029/2020RG000726

Kalogirou, V., Ferrazzoli, P., Della Vecchia, A. and Fomelis, M. (2014) “On the SAR backscatter of burned forests: A model-based study in C-band, over burned pine canopies”, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 52(10), 6205-6215.

Kasischke, E. S., Bourgeau-Chavez, L. L., & Johnstone, J. F. (2007) “Assessing spatial and temporal variations in surface soil moisture in fire-disturbed black spruce forests in Interior Alaska using spaceborne synthetic aperture radar imagery—Implications for post-fire tree recruitment”, *Remote Sensing of Environment*, 108(1), 42-58.

Key, C. H., & Benson, N. C. (2006) “Landscape Assessment: Ground measure of severity, the composite burn index, and remote sensing of severity, the normalized burn ratio.”, *FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System*. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden, UT. 1-51.

LaRue, E.A., Hardiman, B.S., Elliott, J.M. & Fei, S. (2019) “Structural diversity as a predictor of ecosystem function”, *Environmental Research Letters*, 14, 114011.

Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Arcenegui, V., Jordán, A., & Zavala, L. M. (2011) “Fire effects on soil aggregation: a review”, *Earth-Science Reviews*, 109(1-2), 44-60.

Mataix-Solera, J., & Cerdà, A. (2009) “1.1 Incendios forestales en España. Ecosistemas terrestres y suelos”, *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España*, 25-53.

McDonald, K.C., Dobson, M.C. and Ulaby, F.T. (1990) “Using MIMICS to model L-Band multiangle and multitemporal backscatter from a walnut orchard”, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 28(4), 477-491.

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.

Müller, F., Bergmann, M., Dannowski, R., Dippner, J.W., Gnauck, A., Haase, P. et al. (2016) “Assessing resilience in long-term ecological data sets”, *Ecological Indicators*, 65, 10–43.

Newton, A.C. & Cantarello, E. (2015) “Restoration of forest resilience: an achievable goal?”, *New Forests*, 46, 645–668.

Ninyerola, M., Pons, X., Roure, J.M. (2005) “Atlas Climático Digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica”, Barcelona: Universidad Autónoma de Barcelona.

Peñuelas J., Lloret F. y Montoya R. (2001) “Severe drought effects on Mediterranean woody flora in Spain”, *Forest Science* 47, 214-218.

R Core Team. (2021) "R: Un lenguaje y entorno para la informática estadística", *Fundación R para Computación Estadística*. Disponible en: <https://www.R-project.org/> (Accedido: 17 de julio de 2023).

Rincón, A. y Pueyo, JJ. (2010) "Effect of fire severity and site slope on diversity and structure of the ectomycorrhizal fungal community associated with post-fire regenerated *Pinus pinaster* Ait. Seedlings", *Forest Ecology and Management*, 260 (3), 361-369.

Ruiz, P. M. (1972) "Notas sobre el éxodo rural y la evolución de la población en una comarca de Tierra de Campos", *Revista de Estudios Agrosociales*, 81, 23-60

Sánchez Muñoz, M.J., Maya Frades, A., San Román Rodríguez, J.M. (2008) "Cambios y pervivencias en las montañas del noroeste de Castilla y León: El ejemplo de los montes de León, la Cabrera y Sanabria", *POLÍGONOS. Revista de Geografía*, 18, 193-224.

Sundseth, K., & Comisión Europea. Dirección General de Medioambiente, Seguridad Nuclear y Protección Civil. (2010) "Natura 2000 en la región mediterránea", *Oficina de Publicaciones de la Unión Europea*.

Tanase, M.A., Kennedy, R. & Aponte, C. (2015) "Radar Burn Ratio for fire severity estimation at canopy level: an example for temperate forests", *Remote Sensing of Environment*, 170, 14–31.

Tanase, M. A., Santoro, M., De La Riva, J., Fernando, P., & Le Toan, T. (2010) "Sensitivity of X-, C-, and L-band SAR backscatter to burn severity in Mediterranean pine forests", *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 48(10), 3663-3675.

Universidad de Murcia (2003) "Plataformas, sensores y canales", *Apuntes de La Asignatura Teledetección En Geografía*, 29-50.

Wood, EM, Pidgeon, AM, Radeloff, VC y Keuler, NS. (2012) "La textura de la imagen como medida de la estructura de la vegetación mediante sensores remotos", *Teledetección del medio ambiente*, 121, 516 – 526.