

Cambios en la cobertura vegetal tras el
incendio de 2005 en Riba de Saelices
(Guadalajara, España)



7

M^a Eugenia Pérez González; M^a Pilar García
Rodríguez y José María García Alvarado



CAMBIOS EN LA COBERTURA VEGETAL TRAS EL INCENDIO DE 2005 EN RIBA DE SAELICES (GUADALAJARA, ESPAÑA)

M^a Eugenia Pérez González; M^a Pilar García Rodríguez y José María García Alvarado

Universidad Complutense de Madrid

1 INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales continúan produciendo grandes daños en todo el mundo, con especial incidencia en regiones extratropicales semiáridas, en las que la despoblación rural y el consiguiente abandono de las tierras de cultivo, conlleva un incremento de la masa vegetal, dando lugar a incendios más agresivos (Trotta et al. 2024). En las regiones mediterráneas los incendios se están volviendo más recurrentes y severos en el contexto de cambio global (Fernández Guisuraga et al. 2019;) donde confluyen los cambios de usos del suelo con condiciones climáticas estivales de gran sequedad y estrés hídrico, facilitando fuegos de varios días de duración.

Los incendios provocan pérdidas muy notables en vidas humanas, infraestructuras, degradación de los suelos, cultivos, vegetación y fauna, reduciendo la biodiversidad, con lo que aumenta la vulnerabilidad ecológica. La recuperación de los bosques en climas semiáridos como el mediterráneo es complejo y dependerá tanto de las actuaciones posteriores como de las condiciones físicas del medio, donde los parámetros abióticos tienen un gran peso (Viedma, 2008; Zahura et al, 2024).

En julio de 2005 se produjo un grave y severo incendio al norte de la provincia de Guadalajara que ocasionó pérdida de vidas humanas y una intensa quema de la vegetación natural y cultivos. La superficie calcinada alcanzó una extensión aproximada de 13 822 ha, si bien numerosos efectos secundarios del incendio se extendieron al espacio natural del Alto Tajo y a algunos municipios, aunque no alcanzó los núcleos rurales. Además, la severidad del incendio y su duración provocó la pérdida de una importante masa de vegetación forestal, constituida fundamentalmente por coníferas, cuya resina es de alta inflamabilidad como iniciador de fuego (*Pinus pinaster*, *P. halepensis*, *P. sylvestris*, etc.). Otras especies estaban mezcladas con manchas de frondosas (*Quercus pyrenaica*, *Quercus faginea*, etc.) con un denso estrato arbustivo (*Erica arborea*, *Cistus ladanifer*, *Cytisus scoparius*, etc.), cuyo carácter xérico y semixérico les confiere alta capacidad de combustión. Todo ello fue incrementado por la oxigenación que producía el viento, especialmente complicado por su anárquico componente, con varios cambios bruscos de dirección.

En este trabajo se analiza el área quemada, desechando otros espacios aledaños que sufrieron daños menos severos, y que pudieron ser refugios para la expansión y recuperación de la vegetación natural.

El objetivo del estudio es conocer la evolución de la vegetación afectada por el incendio y evaluar los principales cambios en la cobertura vegetal mediante imágenes de los satélites Landsat y Sentinel 2, realizando diferentes tratamientos digitales. El uso de esta tecnología ha sido ampliamente utilizado por numerosos autores para evaluar la severidad de los incendios y los cambios en la cubierta del suelo (Chuvieco, 1999; Chuvieco et al, 2002; Díaz Delgado et al., 2003; Gamon et al, 2016; Konkathi y Shetty, 2019; Roodsarabi et al, 2023; Sivrikaya et al, 2024; Xu et al, 2024 entre otros muchos). Una primera evolución de este incendio la realizaron De Santis y Chuvieco (2007) y posteriormente Ariza (2017) estudió los cambios en la estructura del paisaje, haciendo hincapié en la efectividad de diferentes métodos de clasificación espectral para determinar la severidad del incendio.

Aquí se analiza la destrucción de diversas formaciones vegetales y su recuperación en dos décadas, como uno de los elementos más significativos del patrimonio natural, aunque este suceso tuvo también consecuencias en el patrimonio cultural e histórico de la zona (deterioro en parte de pinturas de arte rupestres, pérdida de pigmentación, depósitos de hollín y cenizas, fisuras del roquedo, etc.) y de yacimientos arqueológicos por el fuego. A su vez, al desaparecer la cubierta vegetal aumenta la erosión



del suelo, dejando vulnerables estructuras históricas antes enterradas (Escudero, 2020). Cabe destacar que la normativa impide que haya intervención humana en los diez años posteriores al incendio con el fin de incentivar la regeneración natural del ecosistema (Brunel, 2017).

2 METODOLOGÍA

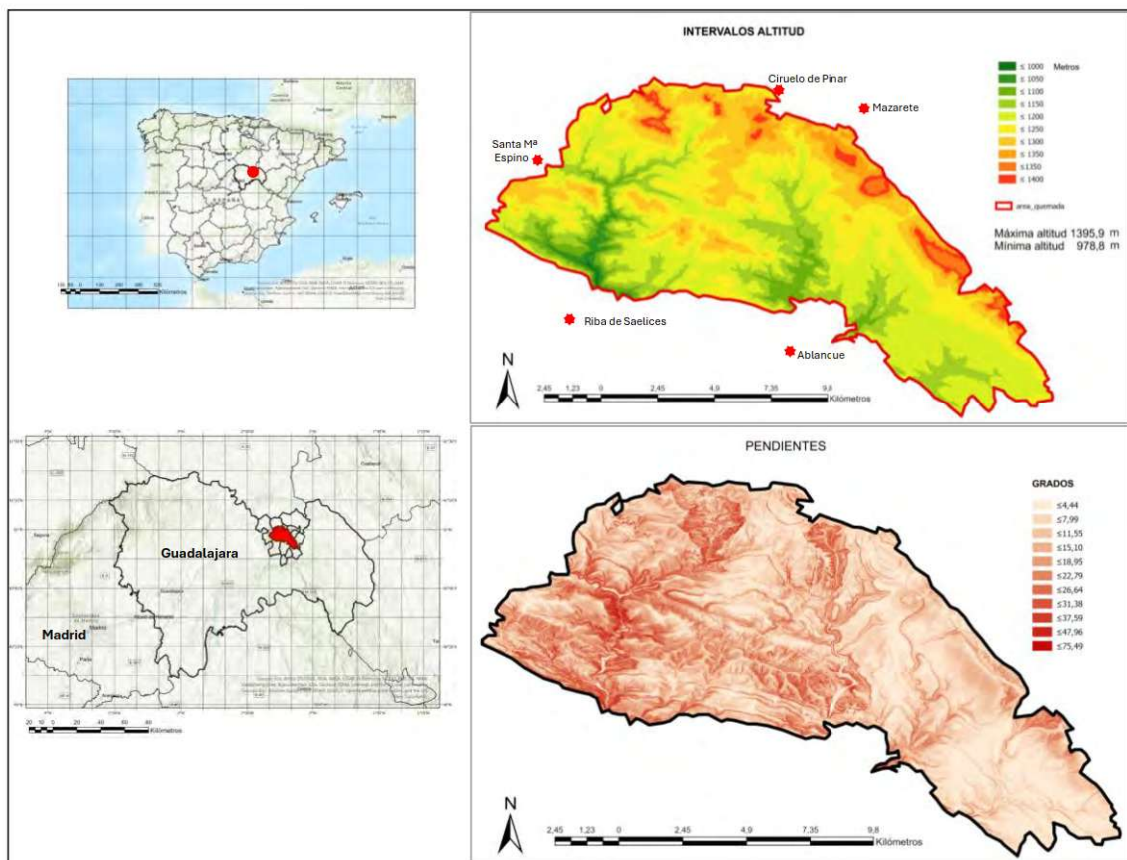
2.1 Área de estudio

El incendio de Guadalajara ocurrido entre el 16 y 20 de julio de 2005 se localizó en el centro norte de la provincia, afectando con distinta intensidad y efectos a los términos municipales de Riba de Saelices, Anguita, Luzón, Ciruelos del Pinar, Mazarete, Anquela del Ducado, Selas, Cobeta y Ablanque. La superficie calcinada afectó a una superficie aproximada de 13 822 ha, si bien numerosos efectos secundarios del incendio se extendieron a los municipios señalados y al espacio natural del Alto Tajo.

Esta comarca tiene una elevada altitud y una topografía accidentada, (979 m - 1396 m), perteneciente en su totalidad a la cuenca alta del Tajo. Las cotas más altas tienen una disposición NW-SE y pertenecen a los municipios de Ciruelos del Pinar, Mazarete y Selas que marcaron el límite norte del incendio, mientras que las más bajas se sitúan al SW, junto al río Linares y Cueva de Casares, lugar donde se inició el fuego (Fig. 1).

Toda el área quemada está drenada principalmente por los ríos Linares y Ablanquejo (arroyos y barrancos de cabecera), tributarios del Tajo por su margen derecha y por un pequeño arroyo que vierte sus aguas al Tajuña. En las vertientes de los cursos de estos ríos se localizan las pendientes más acusadas (> 50°), siendo más abruptas en la cuenca alta del río Linares, lo que dificultó los trabajos de extinción del fuego.

Figura 1. Localización del incendio de 2005 y municipios afectados

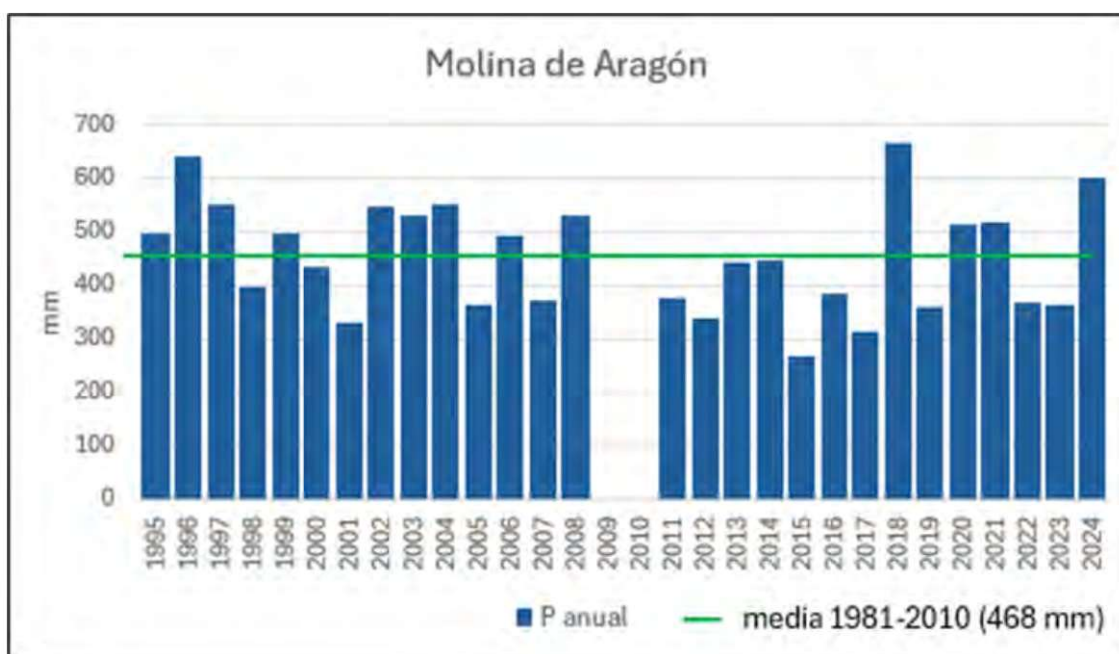


Fuente: IGN: MDT02 (462, 463, 488, 489)

La geología del área afectada está formada fundamentalmente por materiales triásicos, conglomerados, areniscas y arcillas, con algunas bandas de calizas dolomíticas y margas. Al sur de Santa María del Espino se localizan materiales paleozoicos ordovícicos y pérmicos constituidos por pizarras, cuarcitas, brechas y lutitas (IGME, 1981a y b).

El clima es mediterráneo con matiz continental, frío en invierno y con veranos suaves, Cfb según Köppen. Se encuentra cerca del triángulo del frío (Guadalajara-Teruel) con temperaturas medias invernales inferiores a 5 °C los tres meses del invierno y veranos que apenas alcanzan los 20 °C (20,2 °C en julio). No obstante, los valores máximos superan los 36 °C entre junio y septiembre, alcanzando 38 °C en los meses centrales del verano y mínimas extremas hasta de -23,6 °C, en cualquier caso, por debajo de -14 °C entre noviembre y mayo. Se caracteriza por unas precipitaciones anuales moderadas (468 mm) repartidas principalmente en primavera y otoño, y con dos meses de sequía estival (julio y agosto). El año 2005 fue un año muy seco respecto al período 1981-2010, especialmente los 5 primeros meses del año. Los años posteriores al incendio se caracterizan por pocos años con más de 500 mm anuales (4) y 2018 con 665,8 mm, siendo el valor máximo de los últimos 30 años (Fig. 2). Frente a estos años de mayor pluviosidad la mitad de los 20 años posteriores al incendio no alcanzaron los 400 mm anuales.

Figura 2. Pluviometría anual en Molina de Aragón, 1981-202024



Fuente: AEMET (s.f.)

Los suelos desarrollados sobre areniscas, cambisoles y regosoles, tienen textura arenosa, poco espesor, pH ácido y un contenido alto en materia orgánica (Tabla 1). Sobre materiales calcáreos se desarrollan leptosoles con textura franco arenosa, pH neutro o básico y alto contenido en materia orgánica. En las pizarras y cuarcitas los suelos son más pobres, de menor espesor, con predominio de umbrisoles y leptosoles. Las muestras 1 y 2 corresponden al horizonte superficial de suelos desarrollados sobre areniscas. Las muestras 3 y 4 son de suelos desarrollados sobre materiales calcáreos.



Tabla 1. Análisis del horizonte superficial del suelo

MUESTRAS	1	2	3	4
Localización	Ciruelos del Pinar	Mazarete	Riba de Saelices	Riba de Saelices
Color seco	10R 5/2	7.5R 5/4	2.5 YR 4/3	10 R 4/4
Color húmedo	10R 2.5/2	7.5R 4/3	2.5YR 3/3	10 R 3/3
Gravas %	45.25	51.38	51.27	44.26
Arena gruesa%	48.05	50.80	16.35	13.75
Arena fina%	36.06	34.82	51.18	57.40
Total arena %	84.11	85.68	67.53	71.15
Limo %	9.72	8.57	19.12	15.95
Arcilla %	6.17	5.75	13.35	12.90
Textura	arenoso franco	arenoso franco	franco arenoso	arenoso franco
pH1:1 (H2O)	5.6	5.4	7.6	7.1
pH 1:1 (KCl)	4.3	4.0	6.6	6.3
C.E. dS/m 1:1	0.20	0.11	0.46	0.26
Carbonatos %	1.84	1.76	8.78	2.35
M.O. %	3.28	2.01	3.95	2.14

Fuente: elaboración propia.

La vegetación dominante está formada por quejigo (*Quercus faginea*) y rebollo (*Quercus pyrenaica*) entremezclados con pino negral (*Pinus nigra*) y pino rodeno (*Pinus pinaster*). A estos quejigares le acompañan otros árboles y arbustos: madreseña (*Locinera hispánica*), enebro (*Juniperus oxidedrus*), jazmín silvestre (*Jasminum fruticans*), torvisco (*Daphne gnidium*), etc., y espliegos o rosaeda (*Rosetum micrantho-agrestis*) como matorral de degradación del quejigar (Peinado et al, 2008). Estas formaciones ocupan la mayor extensión al NW del área quemada en los núcleos de Ciruelos del Pinar y Santa María del Espino. Estas formaciones también ocupan manchas más reducidas con preferencia en las laderas orientadas al norte.

En las parameras dominan las sabinas albares (*Juniperus thuriferae-Quercus rotundifoliae* S.), formando un bosque abierto salpicado por un estrato arbustivo poco denso, donde solo es frecuente el enebro rastrero (*Juniperus communis*). Cuando son destruidos por quemadas o pastoreo excesivo ceden su lugar a un matorral característico de porte almohadillado y espinoso dominado por *Genista pumila*, *Linum appressum*, *Erica anthyllis*, *Stipa iberica*, etc. (Peinado et al, 2008).



Una gran parte de la zona quemada estaba repoblada con pinares (*Pinus pinaster*, *P. halepensis*, *Pinus nigra* y *P. sylvestris*), que llegaron a alcanzar gran porte, acompañados en el estrato arbustivo por brezos (*Calluna vulgaris*, *Erica arborea* y *E. scoparia*), jaras (*Cistus laurifolius*, *C. populifolius* y *C. ladanifer*), lavanda (*Lavandula pedunculata*), tomillares (*Thymus mastichina*, *Thymus zygis*), retama (*Cytisus scoparius*), alaluga (*Genista scorpius*), espino albar (*Crataegus monogyna*), etc. (Ariza Pastrana, 2017).

A lo largo de los cauces de los ríos principales tienen buen desarrollo las alamedas de *Populus alba*, juncales, rosaledas, etc. que apenas fueron afectadas por el incendio.

El área quemada quedó circunscrita a nueve municipios, quedando muy cerca de algunos de sus núcleos rurales. Aunque todas las poblaciones tienen censados pocos habitantes (Tabla 2), el hecho de suceder en verano hizo que se tuviera que desalojar a un gran número de personas durante varios días. Este trágico incendio se llevó la vida de once bomberos al acceder a un área muy frondosa, con escasos medios propios para hacer frente a esta catástrofe y pocas vías de comunicación para acceder o salir del incendio.

Tabla 2. Población en 2005 de los municipios afectados

Municipios	Habitantes	Municipios	Habitantes
Ablanque	128	Luzón	70
Anguita	236	Mazarete	67
Anquela del Ducado	85	Riba de Saelices	170
Ciruelos del Pinar	41	Selas	62
Cobeta	105		

Fuente: I.N.E. (s.f.)

2.2. Fuente de datos

Los datos topográficos e hidrológicos se han obtenido del centro de descargas de Instituto Geográfico Nacional, en formatos raster y vectorial respectivamente (hojas 462, 463, 488, 489).

Los datos de precipitación corresponden a la estación más próxima al área de estudio, Molina de Aragón (Guadalajara). Se han obtenido de los datos en abierto de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET).

Se ha realizado una campaña de campo el día 24 de octubre de 2024 para conocer el estado de la vegetación actual y tomar muestras del horizonte superficial del suelo en cuatro localizaciones correspondientes a los municipios de Ciruelos del Pinar (muestra 1), Mazarete (muestra 2) y Ribas de Saelices (muestras 3 y 4). Estas muestras se han analizado con el objetivo de conocer el estado de salud del suelo y si este puede albergar la regeneración vegetal actual.

Los análisis de suelos (Tabla 1) se han realizado conforme a las directrices de la IUSS (2022):

- Textura: método de la pipeta de Robinson
- pH: solución 1:1 en agua y en cloruro potásico
- Conductividad eléctrica: medida en solución 1:1
- Carbonatos: mediante calcímetro de Bernard
- Materia orgánica: método Wakley Black



Las imágenes de satélite se han descargado del servidor norteamericano USGS EarthExplorer (s.f.). Corresponden a 6 imágenes del satélite Landsat, de sus sensores TM (2005) y L8/9 (2024). También se han analizado imágenes Sentinel 2 de fechas recientes obtenidas del programa Copernicus (s.f.), (Tabla 3).

Tabla 3. Imágenes de satélite seleccionadas

Landsat 5 TM	Landsat 7 ETM+	Landsat 8/9	Sentinel 2
01/07/2004			
18/06/2005			
20/07/2005			
	07/07/2011		
		14/06/2024	21/07/2024

Fuente: USGS (s.f.) y Copernicus (s.f.)

2.3. Métodos

El cambio de la vegetación en el norte de la provincia de Guadalajara afectada por el incendio de 2004 se ha evaluado a partir del estudio multitemporal de imágenes multiespectrales de los satélites Landsat (USGS, s.f.) y Sentinel 2 (Copernicus Data Space Ecosystem. (s.f.). (Tabla 3) a lo largo de 20 años y trabajo de campo en 2024. Para seleccionar las imágenes se ha establecido un umbral de nubosidad del 10 %, sin que afecte al área incendiada. Todas las imágenes están corregidas radiométrica y atmosféricamente, y se han recortado al área afectada por el incendio.

Se analizan las imágenes de fechas anteriores al incendio (01/07/2004 y 18/06/2005), inmediatamente después (20/07/2005) y de años posteriores al mismo (07/07/2011, 14/06/2024 y 21/07/2024). Los cambios de vegetación se han analizado buscando la coincidencia temporal para que la fenología sea lo más parecida posible.

Las imágenes se analizan mediante las siguientes fases:

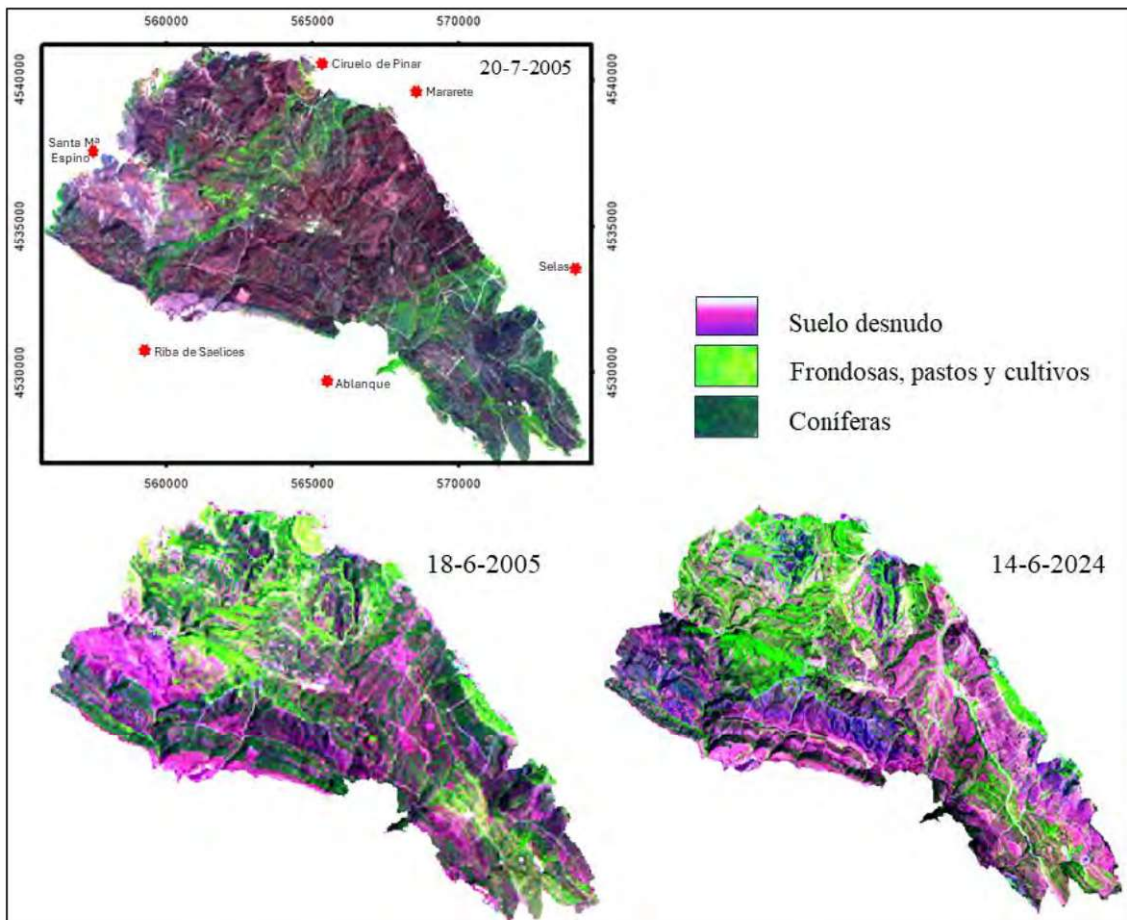
- Estudio visual con distintas combinaciones entre los canales visibles e infrarrojos, seleccionando la mezcla en falso color natural (SWIR-NIR-Rojo) por ser la que mejor destaca la reflectancia de la cubierta vegetal.
- Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada o NDVI, obtenido mediante el algoritmo: $NIR-R/NIR+R$.
- Índice de composición mineral: SWIR1/SWIR2; SWIR1/NIR; Rojo/Azul.
- Mejora espectral mediante la transformación de color de RGB a IHS (Intensidad, Hue y Saturación).
- Mejora espectral Tasseled cap que resume la información espectral en tres componentes principales: brillo, verdor y humedad.
- Imagen de cambios en la vegetación entre 2005 y 2024 a partir de los datos digitales del infrarrojo medio (SWIR1).

2 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las consecuencias del incendio han sido desiguales en los diferentes municipios afectados. La superficie quemada queda representada en la figura 3, en la que se comparan la imagen anterior al incendio (18-6-2005) y la inmediatamente posterior al mismo (20-7-2005). La evolución de la cubierta vegetal queda recogida en la imagen de 14-6-2024 (Fig. 3).



Figura 3. Imágenes en falso natural. Landsat 5 y 8



Fuente: USGS (s.f.)

Mediante estas imágenes se advierte que la superficie no fue arrasada totalmente, aspecto que fue evaluado por De Santis y Chuvieco (2007), sino que se devastaron diferentes áreas, siendo la zona central la más dañada y con pérdidas forestales de mayores dimensiones, y en menor medida en torno a los cursos de los ríos Linares y Ablanquejo. Entre las diferentes áreas calcinadas quedaron pasillos más o menos intactos de vegetación de ribera, pastos y cultivos, visibles en la imagen postincendio en verde brillante (Fig. 3). No obstante, a través de las imágenes es complicado valorar la recuperación natural del medio y las actuaciones repobladoras, por lo que es muy necesario el trabajo de campo.

Las repoblaciones del área afectada se han llevado a cabo por las administraciones locales, empresas privadas y participación vecinal, que priorizaron las especies autóctonas (robles, tejos y olmos) frente a las coníferas. Pese a la normativa existente de no intervención en el medio durante los diez primeros años, en 2008 se inició un proyecto piloto en un barranco arrasado plantando 250 tejos, 30 quejigos, 50 sabinas y 170 plantones de especies de ribera (fresnos, majuelos y sauces), con el objetivo de restaurar su ecosistema original (Pin, 2008). Sin embargo, estas actuaciones no se han mantenido en el tiempo ni han abarcado la gran superficie arrasada, por lo que la regeneración vegetal ha sido desigual (Ruiz, 2023).

Décadas después, se observa que parte de la vegetación autóctona caducifolia se ha regenerado, incrementado su superficie respecto a las previas al incendio. Esta cobertura vegetal destaca en las imágenes en tono verde brillante que se extiende entre los núcleos rurales de Ciruelos del Pinar, Mazarete y Santa María del Espino. Este favorable crecimiento de la vegetación no se ha mantenido en los bosques de coníferas. En la actualidad, al sur de Mazarete y Selas hay un amplio sector con repoblaciones de escaso porte, que con anterioridad al incendio estaba ocupado por pinares. Las imágenes también muestran la fuerte pérdida de las coníferas en torno a Riba de Saelices y Ablanque y

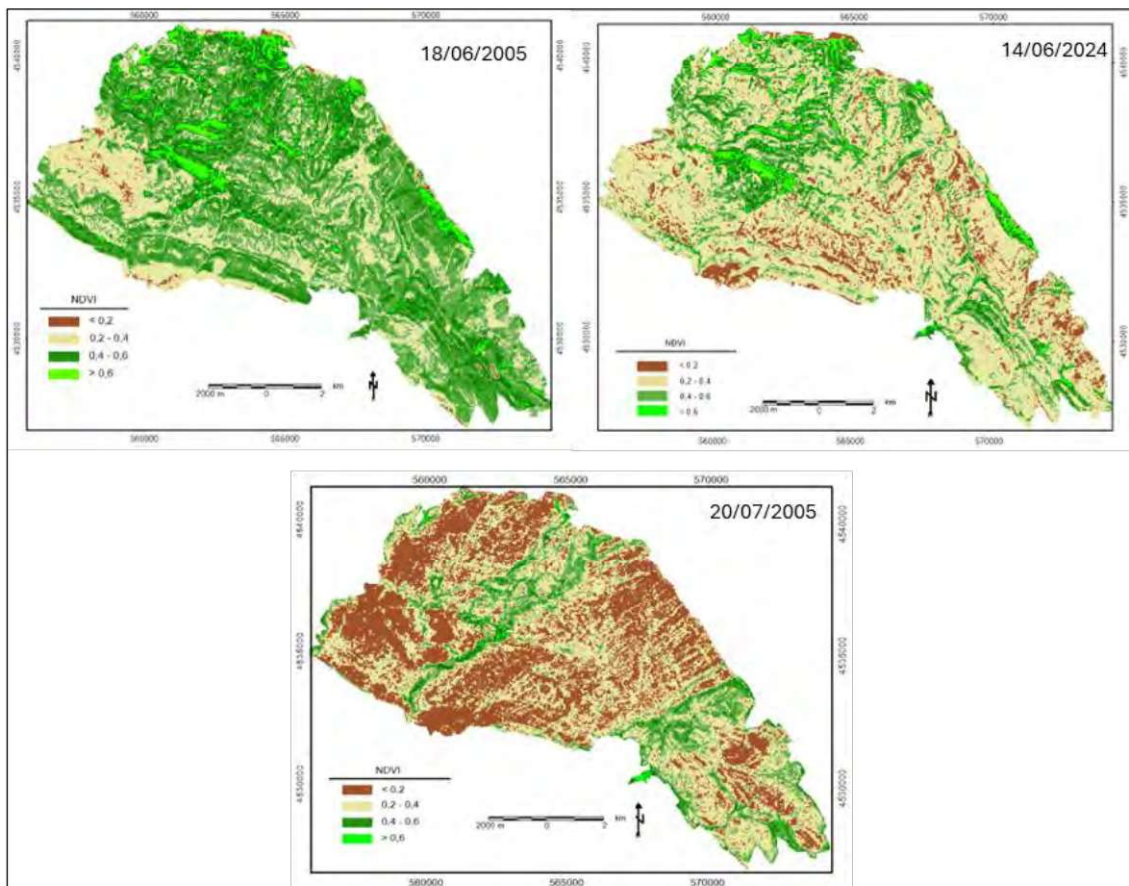


en la mitad sur del área analizada, con la consiguiente degradación del suelo. Así, en falso color natural los bosques de coníferas bastante densos aparecen en verde oscuro en la imagen de 2005 anterior al incendio, mientras que en la actualidad se refleja fundamentalmente el suelo desnudo, que se ve en tonos rosas. Los suelos desnudos o con repoblaciones de escasa cobertura vegetal se discriminan también en tonos morados donde hay más humedad del suelo.

Se ha seleccionado el índice del NDVI ya que muestra una gran sensibilidad a los cambios en la cobertura vegetal postincendio y expresa indirectamente la dinámica de la diversidad (Malak y Pausas, 2006 y Hernández Clemente et al, 2009).

En estas imágenes (Fig. 4) se resalta mejor la pérdida de vegetación pudiéndose observar, al comparar la imagen anterior al incendio (2005) y la de la actualidad (2024), cómo ha habido una importante pérdida de cubierta vegetal, que no solo dañó parte de las coníferas, sino que afectó también a los bosques de frondosas y a los bosques mixtos. No obstante, la vegetación perennifolia se recupera con mayor facilidad en otros incendios y regiones (Vicente-Serrano et al, 2011 y Potter, 2016), por lo que se deduce que las condiciones locales juegan un papel importante en la recuperación de los ecosistemas (Xofis et al, 2021). Sobre los materiales calcáreos del municipio de Riba de Saelices, al suroeste de la imagen, la recuperación vegetal ha sido más notoria, especialmente en los flancos de orientación nordeste. Las cubiertas con más actividad clorofílica (herbáceas, cultivos y especies higrófilas) han tenido una recuperación más rápida, de forma que la respuesta espectral es similar en ambas imágenes.

Figura 4. NDVI de antes y después del incendio



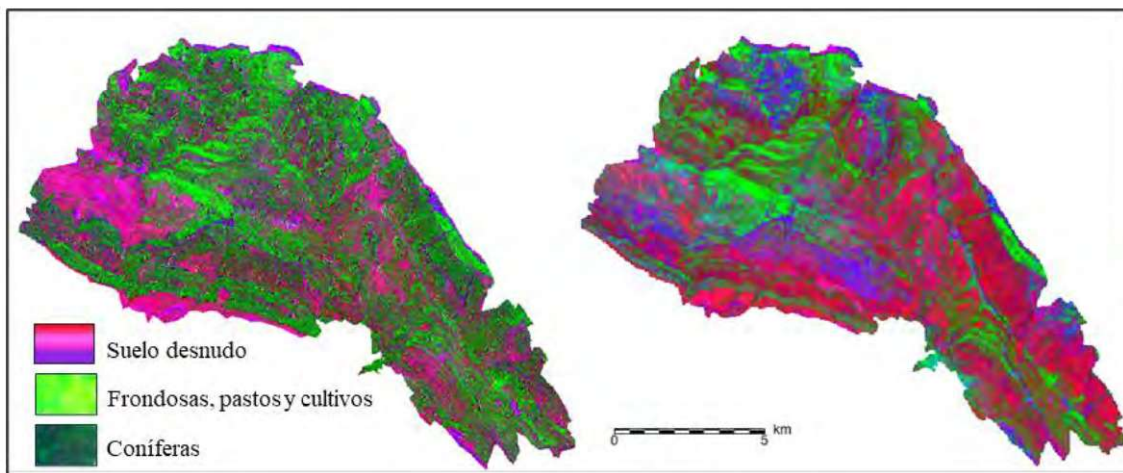
Fuente: USGS (2024)

Este incendio con varios días de duración y altas temperaturas contribuyó también a la fragmentación térmica, con la consiguiente reducción de la cohesión y pérdida de resistencia de las rocas. La detección de los suelos degradados se visualiza bien mediante el algoritmo del índice mineral (Fig. 5), que facilita la observación de los suelos desnudos y roquedo en tonos rojos-morados. Así, la imagen de 2024



muestra la extensa superficie ocupada con nula o escasa cobertura vegetal, muy superior a la existente en fechas previas al incendio, lo que refleja la lenta recuperación de estas masas forestales. No obstante, se perciben algunos sectores, como al norte de Riba de Saelices, con incrementos en la vegetación. Este índice resulta idóneo para identificar muy bien los cambios entre ambas fechas.

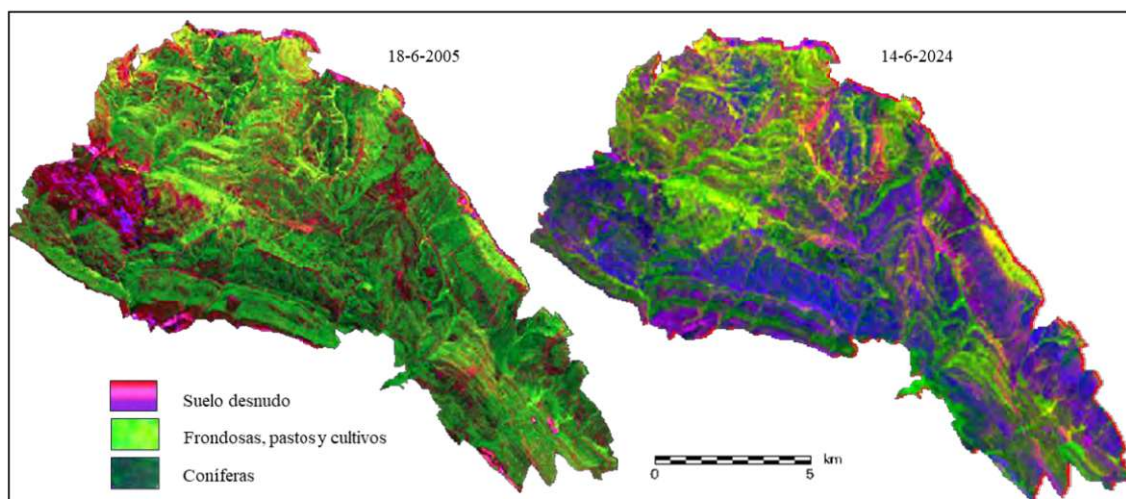
Figura 5. Índice mineral



Fuente: USGS (2024)

Los cambios en la vegetación y en la degradación de los suelos también se observan muy bien en la transformación RGB a IHS (Fig. 6) donde las cubiertas que no se ha recuperado aparecen en tonos azules en la imagen de 2024, frente a los tonos verdes de 2005, señalando la severidad del incendio en algunos enclaves.

Figura 6. RGB a IHS

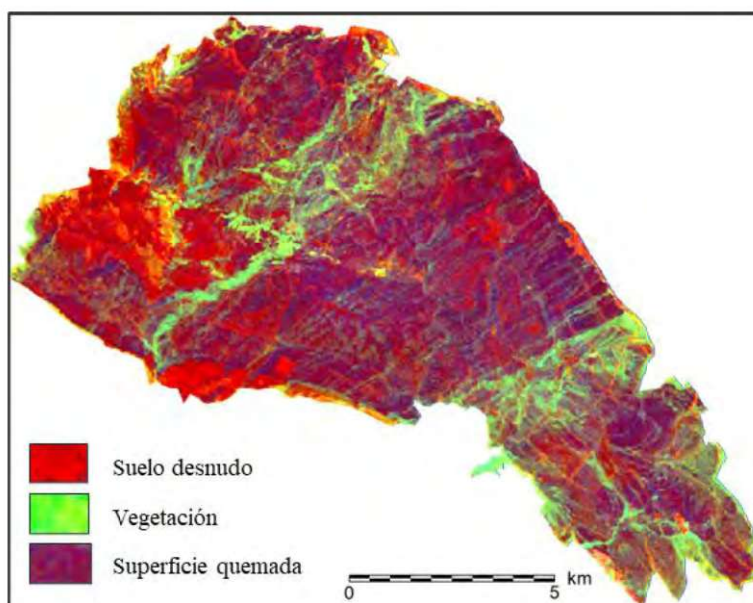


Fuente: USGS (2024)

Para cartografiar el área quemada, además de las imágenes en falso color y los diferentes índices resulta muy apropiado realizar la mejora espectral del Tasseled cap (Fig. 7), ya que permite delimitar la superficie forestal quemada (tonos azules) y no quemada (verde brillante). Además, se discriminan nítidamente las cubiertas de vegetación afectadas en tonos azulados, distinguiéndolas del suelo desnudo en tonos rojizos. En la figura 7 también destacan los bosques de ribera alejados del foco inicial del incendio que apenas se quemaron, como sí ocurrió en las zonas más inaccesibles de gran altitud. El incendio fue especialmente agresivo entre los ríos Linares y Ablanque.



Figura 7. Tasseled cap área quemada



Fuente: USGS (2024)

La mayor fiabilidad en el análisis de cambios se ha obtenido mediante la comparación del canal infrarrojo medio (SWIR), dando mejores resultados que con los índices de vegetación y canal infrarrojo cercano (NIR).

Los cambios en la cubierta vegetal entre 2005 y 2024 muestran que la pérdida de vegetación (30,5 %) es casi el doble que la ganancia de la misma (16,2 %) (Tabla 4 y Fig. 8), resultados que están en consonancia con los obtenidos por Díaz-Delgado et al (2003) en el incendio de Barcelona de 1994. Llama la atención que en torno a la mitad del área analizada (53,3 %) tiene hoy en día una cubierta vegetal con respuesta espectral similar a la previa del incendio de 2005, hecho también observado por Wittenberg et al, 2007 en ámbitos mediterráneos.

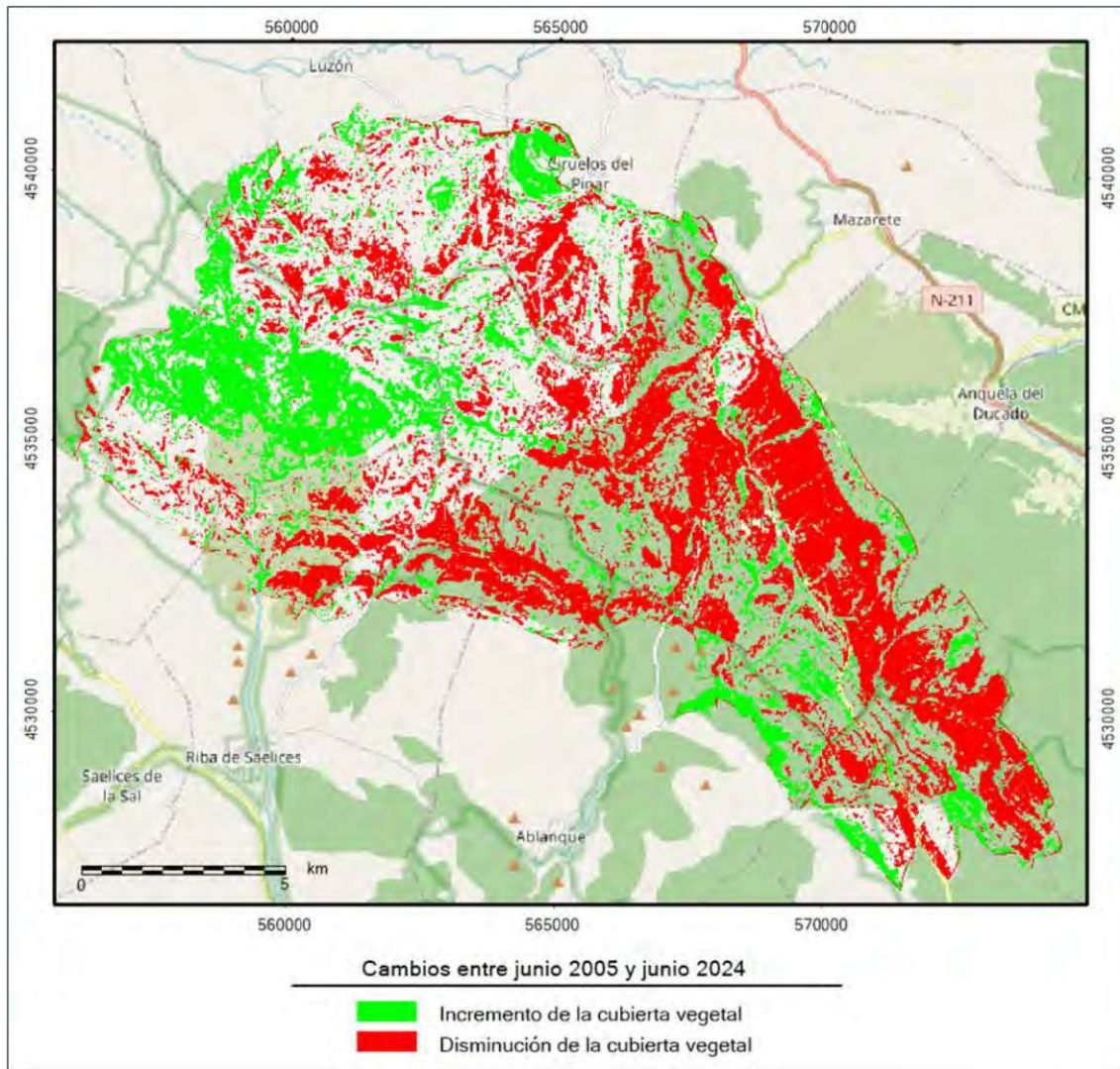
Tabla 4. Cambios en la superficie de cubierta vegetal entre junio de 2005 y junio de 2024

TIPO DE CAMBIO	ÁREA	% CAMBIO
Incremento de cubierta vegetal	2020,7	16,2
Pérdida de cubierta vegetal	3790,8	30,5
Sin cambios	6628,5	53,3
Total	12 440	100

Nota aclaratoria: la superficie obtenida de cambios en la cubierta vegetal se ha obtenido a partir de la banda del infrarrojo cercano (satélite Landsat: banda 5 del sensor TM y banda 6 del L8)
Fuente: elaboración propia.



Figura 8. Imagen de cambios de cobertura vegetal entre junio 2005 y 2024.



Fuente: USGS (2024)
Fuente: elaboración propia.

Con el trabajo de campo se ha comprobado que la regeneración forestal es todavía incipiente, con una buena recuperación inicial de los estratos herbáceos y arbustivos, mientras que los arbóreos, en su mayoría repoblados, todavía están muy alejados del bosque pre-incendio (Fig. 9). Röder et al (2008) reflejaron en el estudio de la recuperación vegetal tras un incendio de Ayora (Valencia) estas mismas fases de recolonización, pese a la alta respuesta espectral de los índices de vegetación.



Fig. 9. Estado de la vegetación en el área afectada por el incendio de 2004



Fotografías de García Rodríguez, 2024.

Los principales incrementos de la cubierta vegetal se producen en el tercio noroccidental del área de estudio, en el municipio de Santa María del Espino, que en fechas previas al incendio apenas tenía vegetación. En la figura 8 se observa la revegetación de los bosques de coníferas, aunque de momento mantengan escasa cobertura. Las actuaciones llevadas a cabo en el municipio de Ciruelos del Pinar con bosques mixtos de frondosas y coníferas quedan reflejadas en la imagen con incrementos de la cubierta vegetal. La pérdida de vegetación es especialmente notoria al sur de Mazarete y Anquela del Ducado, donde los pinares han sufrido un gran retroceso y las actuaciones de repoblación son todavía limitadas.

4. CONCLUSIONES

El presente trabajo aporta conocimiento y evaluación de una catástrofe concreta, el incendio de Guadalajara de 2005, que tuvo muchas consecuencias, de las que la pérdida de vidas humanas fue la más importante. Este estudio se centra en la pérdida de vegetación natural, su composición, y la regeneración de la superficie vegetal veinte años después del incendio (2005-2024).

Se establece una metodología de seguimiento mediante técnicas de monitorización, análisis y cartografía con técnicas de teledetección (Landsat 5 y 8/9 y Sentinel 2) complementándolo con otras fuentes cartográficas (geológicas, hidrológicas, topográficas, etc.) y trabajo de campo para conocer mejor el proceso de recuperación.

El estudio multitemporal de imágenes de satélite muestra una buena recuperación de la vegetación autóctona caducifolia, que ha incrementado su superficie respecto a fechas anteriores al incendio. Por el contrario, la recuperación vegetal en esta comarca es mucho más lenta en los pinares, con una notable pérdida en las proximidades de Riba de Saelices y Ablanque, donde las condiciones locales (litología, exposición y pendientes elevadas) juegan un papel importante en la recuperación de los ecosistemas.

De los diferentes índices utilizados es el algoritmo del índice mineral el que mejor ha identificado los suelos más degradados. Estos suelos ocupan mayor superficie en la actualidad que en 2005. Los cambios en la cubierta vegetal entre 2005 y 2024 muestran que la pérdida de vegetación (30,5 %) es casi el doble que su ganancia (16,2 %). Aunque las imágenes de satélite aporten mucha información de los cambios en el territorio, mediante los estudios in situ se ha comprobado que la regeneración forestal es todavía incipiente, con una buena recuperación inicial de los estratos herbáceos y arbustivos, mientras que los arbóreos, en su mayoría repoblados, todavía están muy alejados del bosque anterior al incendio.

Mediante prensa y documentos oficiales se han podido esbozar las iniciativas restauradoras de la administración y asociaciones vecinales. No obstante, estas actividades merecerían un estudio histórico, y una mayor búsqueda de fuentes que dieran más detalles de los procedimientos restauradores y sus agentes. Si bien esta otra investigación y valoración, no tiene cabida en este trabajo, aunque se hagan algunas alusiones a ello.

BIBLIOGRAFÍA

AEMET. (s.f.). Datos pluviométricos de Molina de Aragón, 1981-2024. Recuperado de: <https://www.aemet.es/>

Ariza Pastrana, A. (2017). *Análisis de los cambios en la estructura del paisaje por incendios forestales mediante teledetección*. Tesis doctoral. Universidad de Alcalá de Henares, (283 pp.).

Brunel, D. (2017, 1 de julio). Bosques igual de verdes y pueblos sin futuro: lo que pasa años después de un gran incendio. *El Confidencial*. https://www.elconfidencial.com/espana/2017-07-01/incendio-guadalajara-ley-montes-bomberos_1407900/?utm_source=chatgpt.com
Copernicus Data Space Ecosystem. (s.f.). Imagen Sentinel 2. Recuperada de <https://browser.dataspace.copernicus.eu>

Chuvieco E. (1999). Measuring changes in landscape pattern from satellite images: Short-term effects of fire on spatial diversity. *International Journal of Remote Sensing*, 20 (12), pp. 2331 – 2346. <https://doi.org/10.1080/014311699212056>

Chuvieco E., Martín M.P., Palacios A. (2002). Assessment of different spectral indices in the red-near-infrared spectral domain for burned land discrimination. *International Journal of Remote Sensing*, 23 (23), pp. 5103 – 5110. <https://doi.org/10.1080/01431160210153129>

De Santis A., Chuvieco E. (2007). Burn severity estimation from remotely sensed data: Performance of simulation versus empirical models. *Remote Sensing of Environment*, 108 (4), pp. 422 - 435, <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.11.022>

Díaz-Delgado R., Lloret F., Pons X. (2003). Influence of fire severity on plant regeneration by means of remote sensing imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 24 (8), pp. 1751 – 1763 <https://doi.org/10.1080/01431160210144732>

Escudero Remider, C. (2020). Desastres en Patrimonio Cultural: de la evaluación de riesgos a la respuesta En: Ortiz, P y Ortiz, R. Edits. *Conservación preventiva frente a rehabilitación de urgencia del Patrimonio Arquitectónico mediante Investigación sobre Riesgos y Vulnerabilidad frente al Cambio Climático, desastres naturales y antrópicos*. Jornadas Técnicas Internacionales ART-RISK. Sevilla, Universidad Pablo de Olavide.

Fernández-Guisuraga J.M., Suárez-Seoane S., Calvo L. (2019). Modeling Pinus pinaster forest structure after a large wildfire using remote sensing data at high spatial resolution. *Forest Ecology and Management*, 446, pp. 257 – 271 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.028>



Gamon J.A., Huemmrich K.F., Wong C.Y.S., Ensminger I., Garrity S., Hollinger D.Y., Noormets A., Peñuelask J. (2016). A remotely sensed pigment index reveals photosynthetic phenology in evergreen conifers. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113 (46), pp. 13087 - 13092. <https://doi.org/10.1073/pnas.1606162113>

Hernández-Clemente R., Navarro Cerrillo R.M., Hernández-Bermejo J.E., Escuin Royo S., Kasimis N.A. (2009). Analysis of postfire vegetation dynamics of mediterranean shrub species based on terrestrial and NDVI Data. *Environmental Management*, 43 (5), pp. 876 – 887. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9260-x>

Instituto Geográfico Nacional (s.f.). MDT02: 462, 463, 488, 489.

<https://www.cartografiadigital.es/2019/11/mdt02-el-nuevo-modelo-de-elevaciones.html>

Instituto Geológico y Minero (IGME). (1981a). Maranchón, Hoja 462. MAGNA, 2ª Serie, 1ª edición. Madrid.

Instituto Geológico y Minero (IGME). (1981b). Ablanque, Hoja 488. MAGNA, 2ª Serie, 1ª edición. Madrid.
Instituto Nacional de Estadística (I.N.E.) (s.f) Población de municipios de Guadalajara en 2005.
Recuperado de <http://ine.es>

IUSS Working Group WRB. (2022). *Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Sistema internacional de clasificación de suelos para la nomenclatura de suelos y la creación de leyendas de mapas de suelos*. 4ª edición. Unión Internacional de las Ciencias del Suelo (IUSS), Viena, Austria.

Konkathi P., Shetty A. (2019). Assessment of Burn Severity using Different Fire Indices: A Case Study of Bandipur National Park. *Proceedings of the 2019. IEEE Recent Advances in Geoscience and Remote Sensing: Technologies, Standards and Applications, TENGARSS 2019*, art. no. 8976036, pp. 151 – 154. <https://doi.org/10.1109/TENGARSS48957.2019.8976063>

Malak D.A., Pausas J.G. (2006). Fire regime and post-fire Normalized Difference Vegetation Index changes in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin). *International Journal of Wildland Fire*, 15 (3), pp. 407 – 413. <https://doi.org/10.1071/WF05052>

Peinado, M.; Monje, L y Martínez, JM. (2008) *El paisaje vegetal de Castilla La Mancha*. Ed. Cuarto Centenario, Toledo, 610 pp.

Pin, M. (2008, 26 de marzo). Un barranco arrasado en el incendio de Guadalajara se convierte en proyecto piloto para restaurar bosques originales. *Europapress*.
https://www.europapress.es/epsocial/noticia-barranco-arrasado-incendio-guadalajara-convierte-proyecto-piloto-restaurant-bosques-originales-20080326173602.html?utm_source=chatgpt.com

Potter C. (2016). Thirty years of vegetation change in the coastal Santa Cruz Mountains of Northern California detected using Landsat satellite image analysis. *Journal of Coastal Conservation*, 20 (1), pp. 51 – 59. <https://doi.org/10.1007/s11852-015-0417-5>

Röder A., Hill J., Duguy B., Alloza J.A., Vallejo R. (2008). Using long time series of Landsat data to monitor fire events and post-fire dynamics and identify driving factors. A case study in the Ayora region (eastern Spain). *Remote Sensing of Environment*, 112 (1), pp. 259 – 273. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.05.001>

Roodsarabi Z., Sam-Khaniani A., Kiani A. (2023). Investigation of post fire vegetation regrowth under different burn severities based on satellite observations. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 20 (1), pp. 321 – 340 <https://doi.org/10.1007/s13762-022-04500-5>

Ruiz, A.M. (2023). Riba de Saelices: del gris al verde dieciocho años después del devastador incendio del Alto Tajo. *El Decano de Guadalajara*, 06/05/2023, <https://eldecanodeguadalajara.com/index.php/news/2364/riba-de-saelices-del-gris-al-verde-dieciocho-a%C3%B1os-despu%C3%A9s-del-devastador-incendio-del-alto-tajo/>



- Sivrikaya F., Günlü A., Küçük Ö., Ürker O. (2024). Forest fire risk mapping with Landsat 8 OLI images: Evaluation of the potential use of vegetation indices. *Ecological Informatics*, 79, 102461, <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2024.102461>
- Trotta G., Cadez L., Boscutti F., Vuerich M., Asquini E., Boscarol G., Cingano P., Azzani G., Pischedda S., Tomao A., Alberti G. (2024). Interpreting the shifts in forest structure, plant community composition, diversity, and functional identity by using remote sensing-derived wildfire severity. *Fire Ecology*, 20 (1), 94, <https://doi.org/10.1186/s42408-024-00330-7>
- U.S. Geological Survey (s.f.). Earth Explorer. Recuperado de <https://earthexplorer.usgs.gov/>
- Vicente-Serrano S.M., Pérez-Cabello F., Lasanta T. (2011). Pinus halepensis regeneration after a wildfire in a semiarid environment: Assessment using multitemporal Landsat images. *International Journal of Wildland Fire*, 20 (2), pp. 195 - 208, <https://doi.org/10.1071/WF08203>
- Viedma O. (2008). The influence of topography and fire in controlling landscape composition and structure in Sierra de Gredos (Central Spain). *Landscape Ecology*, 23 (6), pp. 657 - 672, <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9228-5>
- Wittenberg L., Malkinson D., Beeri O., Halutzky A., Tesler N. (2007). Spatial and temporal patterns of vegetation recovery following sequences of forest fires in a Mediterranean landscape, Mt. Carmel Israel. *Catena*, 71 (1), pp. 76 - 83, <https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.10.007>
- Xofis P., Buckley P.G., Takos I., Mitchley J. (2021). Long term post-fire vegetation dynamics in north-east mediterranean ecosystems. The case of mount Athos Greece. *Fire*, 4 (4), art. no. 92. <http://dx.doi.org/10.3390/fire4040092>
- Xu E., Wei M., Li T., Lei V., Gao J., Wang N., He Y. (2024). Assessing burn severity and vegetation restoration in Alberta's boreal forests following the 2016 Fort McMurray wildfire—a remote sensing time-series study. *Sustainable Environment*, 10 (1), 2361569. <https://doi.org/10.1080/27658511.2024.2361569>
- Zahura F.T., Bisht G., Li Z., McKnight S., Chen X. (2024). Impact of topography and climate on post-fire vegetation recovery across different burn severity and land cover types through random forest. *Ecological Informatics*, 82, art. no. 102757. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2024.102757>

