



universidad
de león

RESILIENCIA DE ECOSISTEMAS PROPENSOS AL FUEGO: EFICIENCIA DE LAS MEDIDAS DE RESTAURACIÓN POST-INCENDIO

Sara Huerta del Gallego

Tesis Doctoral 2022



Fotografía de la cubierta de Sara Huerta del Gallego



TESIS DOCTORAL

**RESILIENCIA DE ECOSISTEMAS PROPENSOS AL FUEGO:
EFICIENCIA DE LAS MEDIDAS DE RESTAURACIÓN POST-INCENDIO**

Sara Huerta del Gallego

Programa de Doctorado: Ecología Funcional y Aplicada

Directores de Tesis:

Dra. María Leonor Calvo Galván

Dra. Elena María Marcos Porras

Dr. Víctor Fernández García

León, 2022

La presente Tesis Doctoral ha sido posible gracias a un contrato predoctoral concedido a Sara Huerta del Gallego por la Consejería de Educación de la Junta de Castilla y León y por el Fondo Social Europeo (EDU/574/2018); al proyecto de investigación FIRESEVES (AGL2017-86075-C2-1-R), financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad de España y por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional; y a los proyectos de investigación SEFIRECYL (LE001P17) y WUIFIRECYL (LE005P20), subvencionados por la Consejería de Educación de la Junta de Castilla y León.

© Autores (Artículos I, II, III, y V)

© 2022 Elsevier B.V. All rights reserved (Artículo IV)

Gracias a mi familia

a Alejandro

a mis amigas

a Leonor, Elena y Víctor, mis directores de Tesis

a todos los compañeros que conforman el grupo GEAT

a todo el personal del área de Ecología

Gracias por la compañía, la ayuda, y el apoyo de estos años

ÍNDICE

RESUMEN	13
1. INTRODUCCIÓN.....	18
La Cuenca Mediterránea y los incendios forestales	18
Los regímenes de incendios en los ecosistemas Mediterráneos	19
Efectos de la severidad del fuego sobre los ecosistemas	20
Estabilidad del ecosistema: Resistencia y resiliencia.....	22
Estrategias de restauración post-incendio.....	23
Marco de investigación de la Tesis Doctoral.....	24
2. OBJETIVOS.....	37
3. ESQUEMA DE LA TESIS	40
4. MATERIAL Y MÉTODOS.....	42
4.1. Zonas de estudio	42
4.2. Cálculo de severidad	44
4.3. Muestreos de campo	45
4.4. Análisis del suelo.....	46
4.5. Cálculo de la resistencia, resiliencia y multifuncionalidad.....	48
5. RESULTADOS	54
Artículo I	56
Artículo II	59
Artículo III	62
Artículo IV	66
Artículo V	69
6. CONCLUSIONES	73

RESUMEN

El fuego es uno de los elementos ecológicos con mayor influencia sobre el desarrollo y evolución de muchos ecosistemas de la Cuenca Mediterránea. Sin embargo, el cambio climático y los cambios de usos del suelo han modificado los patrones espaciales del combustible y el riesgo de incendios forestales en esta región durante las últimas décadas, lo que puede causar modificaciones en la frecuencia, severidad, y extensión de los incendios forestales. Los cambios en los regímenes de incendios desencadenan importantes efectos sobre los ecosistemas, afectando principalmente a su composición, estructura, y funcionamiento y, por tanto, a su estabilidad, determinada a través de su resistencia y resiliencia. El principal objetivo de la presente Tesis Doctoral es la identificación de la resistencia y resiliencia de diferentes ecosistemas Mediterráneos propensos al fuego de la Península Ibérica en relación con la severidad del fuego. Además, se pretende analizar la eficiencia de diferentes estrategias de restauración post-incendio aplicadas con el fin de recuperar los servicios ecosistémicos que estos ecosistemas proveen a la sociedad.

Para lograr estos objetivos, se calculó, en cada zona de estudio, la severidad espectral del fuego utilizando imágenes Landsat 8 OLI inmediatamente anteriores y posteriores a los incendios. La severidad espectral fue validada en campo mediante la aplicación del índice CBI (Composite Burn Index), diferenciando cuatro categorías de severidad: no quemado, severidad baja, severidad moderada, y severidad alta.

Con el fin de identificar la resistencia de diferentes ecosistemas forestales frente a la severidad del fuego se analizaron los cambios causados en diferentes propiedades del suelo (*Artículo I*). Para ello, se tomaron muestras de suelo inmediatamente después del incendio en aulagares, brezales, y robledales para el análisis de propiedades físicas (diámetro medio ponderado de los agregados (DMP)), químicas (pH; carbono total; carbono orgánico total; carbono inorgánico total; nitrógeno total; fósforo disponible; cationes intercambiables Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , y Ca^{2+} ; y capacidad de intercambio catiónico (CIC)), y bioquímicas (actividades enzimáticas β -glucosidasa, ureasa, y fosfatasa ácida). Posteriormente, se calculó un índice de resistencia para cada propiedad del suelo analizada. Se observó que el diámetro medio ponderado de los agregados del suelo fue

Resumen

más resistente en el ecosistema de aulagar, pese a que esta propiedad se redujo con la severidad alta en los tres ecosistemas estudiados. Respecto a las propiedades químicas, su resistencia fue mayor en el ecosistema de robledal, siendo el carbono total, el carbono orgánico total, y el Na^+ intercambiable las propiedades químicas más resistentes al cambio. Sin embargo, el suelo redujo su actividad enzimática con el aumento de la severidad del fuego en todos los ecosistemas estudiados. Así pues, y debido a la baja resistencia de las propiedades bioquímicas del suelo, las actividades enzimáticas podrían considerarse como indicadores potenciales de severidad en ecosistemas forestales recién quemados.

Para estudiar la resiliencia se analizaron los efectos de la severidad del fuego sobre la capacidad de regeneración natural de la vegetación a través del estudio de los rasgos funcionales de las plantas. Esto se evaluó en zonas con diferentes condiciones climáticas y composición de especies: una zona con clima más frío y húmedo, dominada por ecosistemas de aulagar, brezal, piornal, y robledal, y otra zona más cálida y seca, dominada por pinares (*Artículo II*). Para ello se tomó el porcentaje de cobertura de las diferentes especies leñosas presentes al año y a los dos años del fuego, las cuales se clasificaron según rasgos fisiológicos (área foliar específica y capacidad de fijación de N_2) y regenerativos (estrategia reproductiva, localización del banco de yemas, y germinación por estimulación térmica). En la zona de estudio más fría y húmeda la cobertura vegetal mostró una tendencia general de aumento en zonas de severidad alta respecto a zonas quemadas con severidad baja y moderada. A pesar de esto, las especies con área foliar específica alta, rebrotadoras, y germinadoras estimuladas por el calor respondieron mejor a la severidad del fuego. Sin embargo, en la zona más cálida y seca los efectos variaron entre las especies dependiendo de sus rasgos funcionales. En concreto, en esta zona se encontró una relación negativa entre la severidad del fuego y la cobertura de las plantas con área foliar específica baja y sin capacidad de estimulación térmica de la germinación y de fijación de N_2 . En cambio, las especies fijadoras de N_2 , con capacidad de rebrote, y con germinación estimulada por el calor aumentaron su cobertura con el incremento de la severidad.

Los efectos de la severidad del fuego sobre la resiliencia de la comunidad vegetal fueron también evaluados mediante los cambios producidos en la estructura de la vegetación

Resumen

y en la composición de especies en diferentes ecosistemas: aulagares, brezales, piornales, y robledales (*Artículo III*). Para ello se determinó, a los dos años del incendio, el porcentaje de cobertura total de vegetación en cuatro estratos verticales (0 m - 0.5 m, 0.5 m – 1 m, 1 m – 4 m, y > 4 m). Además, en el estrato más bajo (0 - 0,5 m) se estimó la cobertura de cada especie leñosa y del total de la vegetación herbácea. La resiliencia de las zonas quemadas se identificó mediante las diferencias en la cobertura vegetal y en la composición de especies respecto a dos etapas de madurez diferentes: vegetación joven (no quemada en los últimos 10 años) y vieja (no quemada en los últimos 20 años). Se observó que el estrato inferior fue el más resiliente a corto plazo. En los aulagares y brezales esto fue debido principalmente a la alta regeneración de la vegetación herbácea, ya que ambos ecosistemas presentaron una baja resiliencia de la vegetación leñosa. En concreto, la resiliencia del estrato inferior fue mayor en los piornales y robledales, especialmente bajo severidades moderadas y altas. Sin embargo, el estrato más alto de estos ecosistemas se vio negativamente afectado por la severidad del fuego.

En la presente Tesis Doctoral también se evaluó el efecto de la severidad sobre la multifuncionalidad del ecosistema (*Artículo IV*). El estudio se realizó un año después del incendio, empleando indicadores de diferentes funciones del ecosistema, las cuales permiten definir los servicios ecosistémicos: actividad fotosintética, fertilidad del suelo, ciclo de nutrientes, y calidad del suelo (servicio ecosistémico de soporte); producción de pastos para el ganado y producción de leña (servicio ecosistémico de aprovisionamiento); regulación climática y protección contra la erosión (servicio ecosistémico de regulación); y diversidad de especies leñosas y valor estético (servicio ecosistémico cultural). La severidad influyó negativamente sobre los servicios ecosistémicos de soporte, aprovisionamiento, y regulación, y sobre la multifuncionalidad del ecosistema.

Finalmente, se estudió la eficiencia a medio plazo de diferentes estrategias de restauración post-incendio (acolchado de paja y restos de madera, y repoblaciones mediante subsolado y ahoyado) en la recuperación de la multifuncionalidad del ecosistema (*Artículo V*). Se emplearon variables de suelo tomadas a los cuatro años del incendio para definir las funciones y servicios del ecosistema: fertilidad del suelo, ciclo de nutrientes, y calidad del suelo (servicio ecosistémico de soporte); y regulación

Resumen

climática, regulación del agua, y protección contra la erosión (servicio ecosistémico de regulación). Estas funciones y servicios se emplearon en el cálculo de la multifuncionalidad del ecosistema. Se observó que el acolchado de paja y los restos de madera favorecieron al servicio ecosistémico de regulación. El servicio ecosistémico de soporte no se vio significativamente afectado por las estrategias de restauración. El acolchado de paja y los restos leñosos, así como las repoblaciones mediante ahoyado aumentaron la multifuncionalidad del ecosistema respecto al método de subsolado.

Los resultados de esta Tesis Doctoral ponen de manifiesto la importancia de conocer las características de los ecosistemas menos resistentes a la severidad del fuego, así como los rasgos funcionales de las plantas, y la composición y estructura de la vegetación que confieren una mayor resiliencia frente a los regímenes de incendios actuales en los ecosistemas Mediterráneos. Además, estudiar los efectos de los incendios severos desde una perspectiva multifuncional, y conocer las estrategias de restauración con mayores efectos positivos sobre la recuperación de las funciones y servicios que estos ecosistemas proveen a la sociedad, son herramientas de gran valor para la gestión de zonas quemadas.

1. INTRODUCCIÓN

La Cuenca Mediterránea y los incendios forestales

La Cuenca Mediterránea se caracteriza por la heterogeneidad de sus ecosistemas, cuya flora destaca por la amplia variedad de especies herbáceas, y la dominancia de matorrales y árboles esclerófilos (Joffre & Rambal, 2002). Estas especies están adaptadas a unas condiciones climáticas con periodos de sequía superiores a dos meses en la época cálida o de verano (Rivas-Martínez, 1987). En concreto, la distribución de las especies vegetales en estas zonas Mediterráneas depende en gran medida de variables como la temperatura, las precipitaciones, la radiación solar, y la humedad (Miller & Rogan, 2007). En concreto, la Península Ibérica abarca aproximadamente el 20% de la superficie de la región Mediterránea (Moreno *et al.*, 1990). De hecho, las zonas Mediterráneas ocupan más de tres cuartas partes de la Península y el conjunto de las Islas Baleares, encontrándose los límites con los territorios Eurosiberianos principalmente en el noroeste de Portugal y en las Cordilleras Cantábrica y Pirenaica (Rivas-Martínez, 1987).

España y Portugal se caracterizan por ser los países de la Cuenca Mediterránea que sufren un mayor número de incendios al año. Concretamente, en el periodo comprendido entre 1980 y 2015 se documentaron más de 10.000 incendios anuales en estos países, seguidos por Italia. De hecho, la superficie quemada anualmente en estas tres regiones Mediterráneas superó las 100.000 ha en ese periodo de tiempo (Gonçalves & Sousa, 2017). Según San-Miguel-Ayanz *et al.* (2022), la media de incendios anuales y el promedio de la superficie quemada en España entre los años 2011 y 2020 fue de 11.462 incendios y 95.629 ha, respectivamente, mientras que en la temporada de 2021 se registraron 8.780 incendios, con una superficie quemada total de 87.880 ha.

En la Cuenca Mediterránea, el fuego es un elemento ecológico característico que actúa como factor recurrente de perturbación (Pausas, 2004; Vilén & Fernandes, 2011; Pausas & Fernández-Muñoz, 2012), modificando los ecosistemas y modelando el paisaje (Fernandez-Anez *et al.*, 2021). Los incendios forestales son la principal perturbación en muchas de estas zonas Mediterráneas, por lo que estos ecosistemas son considerados como propensos al fuego (Pausas & Keeley, 2014). Así pues, los incendios ejercen una

importante influencia sobre su funcionamiento y estructura (Moreno & Oechel, 2012), afectando a propiedades del suelo, así como al desarrollo de la vegetación (Huerta *et al.*, 2020; 2022a). De hecho, el fuego desempeña un importante poder selectivo sobre las especies vegetales (Pausas & Keeley, 2014), de modo que muchas de las comunidades existentes en la Cuenca Mediterránea presentan adaptaciones que les permiten resistir o recuperarse tras el fuego (Balao *et al.*, 2018; Rundel *et al.*, 2018).

Los regímenes de incendios en los ecosistemas Mediterráneos

El fuego y el clima han jugado un papel clave en el desarrollo y evolución de los ecosistemas Mediterráneos de la Península Ibérica (Moreno *et al.*, 1990; Hernández *et al.*, 1997; Pausas, 2004; Balao *et al.*, 2018). Sin embargo, la presión humana ha ejercido una importante influencia sobre los regímenes de incendios en estas zonas durante las últimas décadas (Fréjaville & Curt, 2017). Concretamente, el cambio climático y los cambios de usos del suelo derivados principalmente del abandono rural y, por tanto, de la pérdida de actividades tradicionales agrícolas, ganaderas, y forestales, han actuado como los factores más importantes en la alteración de los patrones espaciales de combustible, afectando a los regímenes de incendios en España (Moreno *et al.*, 2014). Estos cambios pueden alterar la frecuencia y la severidad de los incendios forestales, así como la extensión de las zonas quemadas, factores que han experimentado un aumento durante los últimos años en la región Mediterránea (Moreira *et al.*, 2011; Hinojosa *et al.*, 2016; Jiménez-Ruano *et al.*, 2017; Jones *et al.*, 2020). En concreto, el verano del 2017 en la Península Ibérica se caracterizó por sufrir incendios de elevada extensión y severidad (Fidelis *et al.*, 2018), situación similar a la ocurrida durante el pasado verano de 2022, y las predicciones a futuro pronostican un aumento general del riesgo de incendios en la Cuenca Mediterránea (Dupuy *et al.*, 2020).

Modificaciones en los regímenes de incendios, especialmente los cambios en la recurrencia y severidad del fuego, ejercen una influencia importante sobre la composición, estructura, y funcionamiento de los ecosistemas Mediterráneos (Eugenio & Lloret, 2004; Pausas *et al.*, 2008; Fernández-García *et al.*, 2018; García-Llamas *et al.*, 2019; Fernández-García *et al.*, 2020; Moghli *et al.*, 2021). La alta recurrencia (frecuencia) de incendios actúa como un factor desencadenante de degradación del suelo y afecta a la recuperación de la comunidad vegetal (Pereira *et al.*, 2018), impidiendo su avance

Introducción

hacia las etapas más maduras de la sucesión y condicionando, por tanto, el tipo de especies dominantes en la zona (Santana *et al.*, 2010). Los incendios severos también ejercen un impacto relevante sobre los ecosistemas, principalmente al alterar las propiedades del suelo y consumir elevados porcentajes de vegetación (Key & Benson, 2006; Moya *et al.*, 2018; Fernández-García *et al.*, 2019a, b, c). En concreto, la severidad del fuego se entiende como la pérdida o el cambio en la materia orgánica, ya sea sobre o bajo la superficie, y depende principalmente de la intensidad del fuego (energía liberada) y de su tiempo de permanencia (Certini, 2005; Keeley, 2009). Es un parámetro que ofrece información sobre cómo afecta el fuego al ecosistema y el grado de alteración de la zona quemada (DeBano *et al.*, 1998).

Además de la recurrencia y severidad del fuego, los efectos de un incendio sobre el ecosistema dependen en gran medida de las características del suelo y del tipo de vegetación (Huerta *et al.*, 2020; 2021a). Las propiedades del suelo definen su funcionalidad en el ecosistema, actuando como importantes indicadores de calidad (Doran & Jones, 1996; Garland *et al.*, 2021), siendo la temperatura y la humedad dos de las principales características que determinan la calidad del suelo (DeBano *et al.*, 1998). Además, la humedad, cantidad, y continuidad espacial del combustible, así como la composición y estructura de la vegetación y, por tanto, los rasgos funcionales de las plantas influyen sobre la respuesta al fuego del ecosistema, así como sobre su funcionamiento y resiliencia (Baeza *et al.*, 2002; 2007; González-De Vega *et al.*, 2016; Fernández-García *et al.*, 2020; Fernández-Guisuraga *et al.*, 2021). Asimismo, la severidad del fuego y la respuesta del ecosistema también dependen de condiciones climáticas como la temperatura, las precipitaciones, los vientos, y la humedad del ambiente, así como de otros parámetros como la altitud, la orografía, y la pendiente del terreno (Neary *et al.*, 2000; Pausas & Bradstock, 2007; Fernández-García *et al.*, 2020; 2021).

Efectos de la severidad del fuego sobre los ecosistemas

Entre los principales efectos que ocasionan los incendios severos sobre los ecosistemas se encuentran los cambios en las propiedades del suelo (Fernández-García *et al.*, 2019b, c) y en la vegetación, que influyen en la capacidad de recuperación de la comunidad (González-De Vega *et al.*, 2018; Fernández-García *et al.*, 2019a), así como la alteración de múltiples funciones y servicios del ecosistema (Huerta *et al.*, 2022a). De este modo,

Introducción

el fuego afecta de forma importante a diferentes propiedades físicas, químicas, bioquímicas, y microbiológicas del suelo (Fernández-García *et al.*, 2019b; Huerta *et al.*, 2020). Las altas temperaturas ocasionan la pérdida de estructura del suelo, debido principalmente a la combustión de la materia orgánica, lo cual reduce la capacidad de infiltración del agua, aumentando la escorrentía superficial y, por tanto, el riesgo de erosión (García-Corona *et al.*, 2004; Mataix-Solera *et al.*, 2011; Jordán *et al.*, 2014; Marcos *et al.*, 2018). Además, la alta severidad del fuego altera el contenido de nutrientes del suelo, así como su disponibilidad para las plantas (Neary *et al.*, 2005; Heydari *et al.*, 2017), debido a la combustión de los horizontes orgánicos del suelo y de la biomasa vegetal (Certini, 2005; Neary *et al.*, 2005; Vega *et al.*, 2013), y produce una disminución importante de la actividad enzimática y de la biomasa microbiana del suelo (Mataix-Solera *et al.*, 2009; Mayor *et al.*, 2016).

La severidad del fuego también ocasiona importantes efectos sobre las comunidades vegetales, condicionando en gran medida su regeneración y recuperación (Kimura & Tsuyuzaki, 2011; Vallejo *et al.*, 2012; Crotteau *et al.*, 2013), y ejerciendo una importante influencia sobre su composición y estructura (Keeley *et al.*, 2005; Pausas *et al.*, 2008). Sin embargo, los daños provocados por el fuego sobre la comunidad vegetal, así como su recuperación, dependen también de las características y del estado de la vegetación previos al incendio (López-Poma *et al.*, 2014). De este modo, la persistencia y el desarrollo post-fuego de la vegetación se ven ampliamente condicionados por la presencia de diferentes rasgos funcionales en las plantas (Pausas *et al.*, 2004; Pausas & Verdú, 2005), los cuales favorecen la recuperación de la comunidad vegetal incluso después de incendios muy severos (Fernández-García *et al.*, 2020; Huerta *et al.*, 2021a). Dichos rasgos funcionales, relacionados principalmente con características fisiológicas y regenerativas, son determinantes para el crecimiento, la reproducción, y la supervivencia de la vegetación (Violle *et al.*, 2007).

Tanto las propiedades del suelo como la composición y estructura de la comunidad vegetal condicionan la capacidad de funcionamiento y la resiliencia post-fuego del ecosistema (Doran & Jones, 1996; González-De Vega *et al.*, 2016). De este modo, los cambios que ocasionan los incendios forestales sobre el suelo y la vegetación ejercen importantes efectos sobre las funciones del ecosistema (Lucas-Borja *et al.*, 2021; Moghli

Introducción

et al., 2021). Dichas funciones son procesos bióticos y abióticos que pueden influir de forma directa o indirecta en los servicios ecosistémicos de soporte, aprovisionamiento, regulación, así como en los servicios culturales (Garland *et al.*, 2021) que los ecosistemas proveen a la sociedad. Por tanto, los efectos del fuego sobre las propiedades del suelo y la vegetación no solo afectan a estas funciones, sino también a la prestación de servicios ecosistémicos (Lee *et al.*, 2015; Seidl *et al.*, 2016; Lecina-Díaz *et al.*, 2021; Pereira *et al.*, 2021) y, por tanto, a la multifuncionalidad del ecosistema (Maestre *et al.*, 2012).

Estabilidad del ecosistema: Resistencia y resiliencia

La capacidad de un ecosistema para continuar funcionando después de una perturbación y el potencial para mantener la composición y estructura determinan su estabilidad (Orwin & Wardle, 2004; Shade *et al.*, 2012), la cual puede ser medida mediante la resistencia y la resiliencia (Fialho *et al.*, 2013; Lamothe *et al.*, 2019). La resistencia del ecosistema determina la capacidad para soportar una perturbación, y la resiliencia evalúa la aptitud del ecosistema para tolerar el cambio, recuperarse, y continuar manteniendo la misma función y estructura (Holling, 1973; Pimm, 1984; Sánchez-Pinillos *et al.*, 2019; Steel *et al.*, 2021) (Fig. 1). La resiliencia de un ecosistema puede definirse principalmente de dos formas: resiliencia ecológica y resiliencia ingenieril. La primera es la magnitud de perturbación que un ecosistema puede soportar sin que su estructura y procesos se vean alterados, de modo que este sea capaz de recuperar su estado original previo a la perturbación (Gunderson, 2000; Arani *et al.*, 2021). La resiliencia ingenieril es el grado en el que un ecosistema es capaz de recuperar las características presentes antes de la perturbación (Lloret *et al.*, 2022). De este modo, tanto la resistencia como la resiliencia de un ecosistema pueden ser evaluadas mediante los cambios experimentados en diferentes variables funcionales y estructurales del mismo, comparando zonas perturbadas respecto a zonas sin alterar (Banning & Murphy, 2008; Schaffhauser *et al.*, 2008; Griffiths & Philippot, 2013; Coop *et al.*, 2016; Huerta *et al.*, 2020) (Fig. 1).

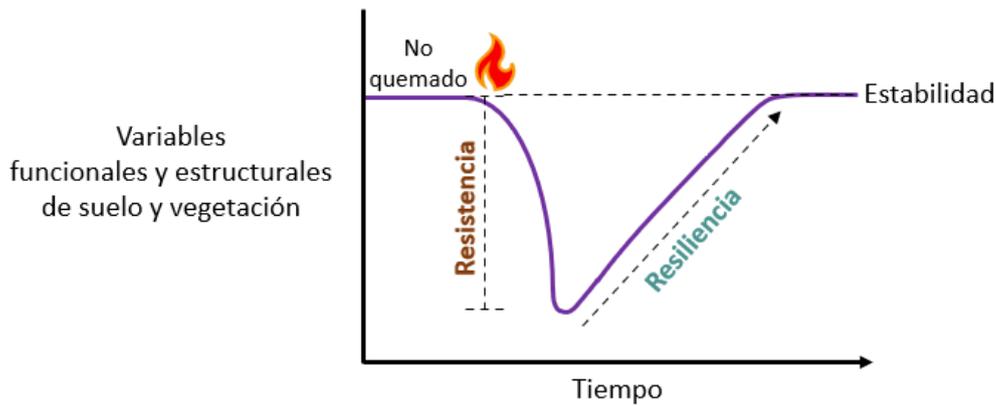


Figura 1. Variación de la estabilidad de un ecosistema tras una perturbación como el fuego: Resistencia y resiliencia de variables funcionales y estructurales del ecosistema.

Así pues, la estabilidad de un ecosistema viene determinada por la tolerancia al cambio de diferentes parámetros funcionales y estructurales del ecosistema (resistencia) y, si este cambio ocurre, por el grado en el que estas variables se recuperan (resiliencia) (Halpern, 1988) (Fig. 1).

Estrategias de restauración post-incendio

Los efectos de los incendios forestales sobre la composición, la estructura, y las funciones de un ecosistema ponen de manifiesto la necesidad de aplicar determinadas medidas en zonas recientemente quemadas con el fin de recuperar su multifuncionalidad (Lucas-Borja *et al.*, 2020; 2021). Estas técnicas pueden ser aplicadas inmediatamente después del incendio, principalmente con el fin de estabilizar la zona quemada, o bien en un plazo de tiempo más largo con vistas a recuperar la comunidad vegetal y la diversidad del ecosistema (Lucas-Borja *et al.*, 2019). Por un lado, las actuaciones orientadas hacia la estabilización del terreno afectado por el fuego se centran principalmente en aplicar una protección sobre la superficie (especialmente un acolchado de material orgánico) para evitar la pérdida de suelo por erosión, mejorando al mismo tiempo su fertilidad, así como el restablecimiento y el crecimiento de la vegetación (Bautista *et al.*, 2009; Fernández & Vega, 2014; Zema, 2021). Esto es debido principalmente a que la incorporación de estos materiales favorece los procesos de descomposición y la retención de humedad (Robichaud *et al.*, 2010; 2013; Santana *et al.*, 2014), lo cual puede ejercer un impacto positivo sobre el contenido de nutrientes, la actividad microbiana y, por tanto, la recuperación de la cobertura vegetal (Bautista *et*

al., 2009; Reichert *et al.*, 2015; Huerta *et al.*, 2021b; 2022b). Es por ello por lo que estas medidas deben ser aplicadas a corto plazo tras el incendio, antes de que tengan lugar las primeras lluvias, con el fin de evitar el arrastre de sedimentos y favorecer la infiltración de agua en el suelo (Santana *et al.*, 2014; Fernández & Vega, 2014; 2016). A pesar de que estas medidas suelen favorecer la regeneración natural de la vegetación, también es frecuente la implementación de otras estrategias de restauración post-incendio orientadas a la recuperación de la comunidad vegetal, especialmente en zonas donde la alta frecuencia de incendios dificulta dicha regeneración natural (García-Matallana *et al.*, 2022). De este modo, la repoblación de zonas quemadas es una técnica que se aplica con el fin de incrementar la cobertura vegetal, así como para evitar la pérdida de suelo por escorrentía superficial y para favorecer la retención de humedad en el suelo (Wittenberg *et al.*, 2020), lo cual puede contribuir a la recuperación de los servicios del ecosistema (Chazdon, 2008). Sin embargo, esta medida requiere de una buena selección de las especies a emplear en la repoblación con el fin de evitar que aumente el riesgo de erosión e incluso de futuros incendios (Cerdà *et al.*, 2017; Hosseini *et al.*, 2017), determinando así la evolución y el futuro del ecosistema (Moreira *et al.*, 2011).

Marco de investigación de la Tesis Doctoral

En la presente Tesis Doctoral se plantean tres cuestiones principales sobre los efectos a corto plazo de la severidad del fuego en diferentes ecosistemas Mediterráneos propensos al fuego: ¿Cómo de resistentes son las distintas propiedades del suelo a la severidad del fuego? (*Artículo I*); ¿Qué efectos tiene la severidad sobre la resiliencia de la comunidad vegetal? (*Artículos II y III*); ¿Cómo influye la severidad en la resiliencia de la multifuncionalidad del ecosistema? (*Artículo IV*). Además, se aborda la siguiente pregunta: ¿Cómo influyen a medio plazo diferentes estrategias de restauración post-incendio en la recuperación de la multifuncionalidad del ecosistema? (*Artículo V*).

Respecto a la resistencia de las propiedades del suelo (*Artículo I*), se espera que su respuesta a la severidad varíe en base al tipo de propiedad y a su estado previo al incendio (Gimeno-García *et al.*, 2000; Vega *et al.*, 2013). A pesar de esto, se prevé que las propiedades bioquímicas del suelo sean las menos resistentes a la severidad, debido a que la desnaturalización de las enzimas por las altas temperaturas y los daños

Introducción

ocasionados por el fuego sobre la biomasa microbiana afectan a su actividad enzimática (Fultz *et al.*, 2016; Fernández-García *et al.*, 2019c).

En cuanto a la respuesta de la comunidad vegetal a la severidad del fuego (*Artículos II y III*), se espera que la resiliencia de la vegetación esté influenciada por la presencia de diferentes rasgos funcionales de las plantas, los cuales pueden favorecer su supervivencia, regeneración, y rápido crecimiento tras un incendio, como el rebrote vegetativo o la estimulación térmica de la germinación (Pausas *et al.*, 2004; Violle *et al.*, 2007; Dwyer *et al.*, 2014; Enright *et al.*, 2014). En este contexto, esperamos documentar una mayor recuperación de aquellas especies que presentan órganos de reserva de carbohidratos y nutrientes, que les permiten rebrotar incluso después de incendios de severidad alta (Wright & Clarke, 2007; Clarke *et al.*, 2013). La presencia de ciertos rasgos adaptativos favorecerá la productividad y el crecimiento de muchas especies arbustivas (Bellingham & Sparrow, 2000; Montès *et al.*, 2004; Moreira & Pausas, 2012; Crotteau *et al.*, 2013). Todo esto, junto con la rápida regeneración y elevada capacidad de desarrollo que presentan las especies herbáceas durante las primeras etapas de la sucesión post-incendio (Castro & Leverkus, 2019), facilitaría la recuperación a corto plazo del estrato inferior de la vegetación, incluso después de incendios muy severos (González-De Vega *et al.*, 2018; Fernández-García *et al.*, 2020). En cambio, la alta severidad del fuego podría ejercer efectos más negativos sobre la resiliencia de los estratos más altos, cuya función, estructura, y productividad son diferentes a las del sotobosque, y donde un elevado consumo del dosel condicionaría a la vegetación a recuperarse desde una etapa más primitiva (González-De Vega *et al.*, 2016; Meng *et al.*, 2018).

Los cambios ocasionados por el fuego sobre las propiedades del suelo y la comunidad vegetal afectan a las diferentes funciones y servicios que provee el ecosistema (*Artículo IV*) (Lucas-Borja *et al.*, 2021; Moghli *et al.*, 2021). De este modo, esperamos que los efectos negativos que la alta severidad del fuego tiende a ocasionar sobre la actividad enzimática, el carbono orgánico, y el carbono de la biomasa microbiana del suelo (Vega *et al.*, 2013; Heydari *et al.*, 2017; Fernández-García *et al.*, 2019b, c), así como sobre la cubierta vegetal y la diversidad de especies (Lentile *et al.*, 2007; Fernández-Manso *et al.*, 2016; Richter *et al.*, 2019) también influyan negativamente sobre la multifuncionalidad del ecosistema (Garland *et al.*, 2021).

Introducción

Todos estos efectos evidencian la importancia de aplicar medidas de restauración post-fuego orientadas a recuperar la multifuncionalidad del ecosistema (*Artículo V*). En este contexto, se espera que los tratamientos enfocados hacia la estabilización de la zona quemada, como el aporte de un acolchado orgánico sobre el suelo, favorezcan la recuperación de la multifuncionalidad del ecosistema. Esto es debido a que la aplicación de estos materiales protege al suelo de la erosión, favorece los procesos de descomposición, y ejerce un impacto positivo sobre el contenido de nutrientes del suelo, así como sobre la actividad enzimática y microbiana, facilitando por tanto la recuperación de la cobertura vegetal (Bautista *et al.*, 2009; Robichaud *et al.*, 2010; 2013; Fernández & Vega, 2014; Santana *et al.*, 2014; Reichert *et al.*, 2015; Huerta *et al.*, 2021b; 2022b).

REFERENCIAS

- Arani B.M.S., Carpenter S.R., Lahti L., van Nes E.H., Scheffer M. (2021). Exit time as a measure of ecological resilience. *Science* 372, eaay4895. <https://doi.org/10.1126/science.aay4895>.
- Baeza M.J., De Luis M., Raventós J., Escarré A. (2002). Factors influencing fire behaviour in shrublands of different stand ages and the implications for using prescribed burning to reduce wildfire risk. *Journal of Environmental Management* 65, 199-208. <https://doi.org/10.1006/jema.2002.0545>.
- Baeza M.J., Valdecantos A., Alloza J.A., Vallejo V.R. (2007). Human disturbance and environmental factors as drivers of long-term post-fire regeneration patterns in Mediterranean forests. *Journal of Vegetation Science* 18, 243-252. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2007.tb02535.x>.
- Balao F., Paun O., Alonso C. (2018). Uncovering the contribution of epigenetics to plant phenotypic variation in Mediterranean ecosystems. *Plant Biology* 20, 38-49. <https://doi.org/10.1111/plb.12594>.
- Banning N.C., Murphy D.V. (2008). Effect of heat-induced disturbance on microbial biomass and activity in forest soil and the relationship between disturbance effects and microbial community structure. *Applied Soil Ecology* 40, 109-119. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.03.011>.
- Bautista S., Robichaud P.R., Bladé C. (2009). Post-fire mulching. In: Cerdà A., Robichaud P.R. (Eds.), *Fire Effects on Soils and Restoration Strategies*. 353-372. Science Publishers: Enfield, England.
- Bellingham P.J., Sparrow A.D. (2000). Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. *Oikos* 89, 409-416. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.890224.x>.
- Castro J., Leverkus A.B. (2019). Effect of herbaceous layer interference on the post-fire regeneration of a serotinous pine (*Pinus pinaster* Aiton) across two seedling ages. *Forests* 10, 74. <https://doi.org/10.3390/f10010074>.
- Cerdà A., Lucas Borja M.E., Úbeda X., Martínez-Murillo J.F., Keesstra S. (2017). *Pinus halepensis* M. versus *Quercus ilex* subsp. *Rotundifolia* L. runoff and soil erosion at pedon scale under

Introducción

- natural rainfall in Eastern Spain three decades after a forest fire. *Forest Ecology and Management* 400, 447-456. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.038>.
- Certini G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: A review. *Oecologia* 143, 1–10. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8>.
- Chazdon R.L. (2008). Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320, 1458-1460. <https://doi.org/10.1126/science.1155365>.
- Clarke P.J., Lawes M.J., Midgley J.J., Lamont B.B., Ojeda F., Burrows G.E., Enright N.J., Knox K.J.E. (2013). Resprouting as a key functional trait: How buds, protection and resources drive persistence after fire. *New Phytologist* 197, 19–35. <https://doi.org/10.1111/nph.12001>.
- Coop J.D., Parks S.A., McClernan S.R., Holsinger L.M. (2016). Influences of prior wildfires on vegetation response to subsequent fire in a reburned Southwestern landscape. *Ecological Applications* 26, 346-354. <https://doi.org/10.1890/15-0775>.
- Crotteau J.S., Morgan Varner J., Ritchie M.W. (2013). Post-fire regeneration across a fire severity gradient in the southern Cascades. *Forest Ecology and Management* 287, 103–112. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.09.022>.
- DeBano L.F., Neary D.G., Ffolliott P.F. (1998). *Fire's Effects on Ecosystems*. Wiley: New York, NY, United States of America.
- Doran J.W., Jones A.J. (1996). *Methods for Assessing Soil Quality*. 410. SSSA Special Publication: Madison, WI, United States of America.
- Dupuy J.I., Fargeon H., Martin-StPaul N., Pimont F., Ruffault J., Guijarro M., Hernando C., Madrigal J., Fernandes P. (2020). Climate change impact on future wildfire danger and activity in southern Europe: A review. *Annals of Forest Science* 77, 35. <https://doi.org/10.1007/s13595-020-00933-5>.
- Dwyer J.M., Hobbs R.J., Mayfield M.M. (2014). Specific leaf area responses to environmental gradients through space and time. *Ecology* 95, 399–410. <https://doi.org/10.1890/13-0412.1>.
- Enright N.J., Fontaine J.B., Lamont B.B., Miller B.P., Westcott V.C. (2014). Resistance and resilience to changing climate and fire regime depend on plant functional traits. *Journal of Ecology* 102, 1572–1581. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12306>.
- Eugenio M., Lloret F. (2004). Fire recurrence effects on the structure and composition of Mediterranean *Pinus halepensis* communities in Catalonia (northeast Iberian Peninsula). *Écoscience* 11, 446-454. <https://doi.org/10.1080/11956860.2004.11682854>.
- Fernández C., Vega J.A. (2014). Efficacy of bark strands and straw mulching after wildfire in NW Spain: Effects on erosion control and vegetation recovery. *Ecological Engineering* 63, 50-57. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.005>.
- Fernández C., Vega J.A. (2016). Effects of mulching and post-fire salvage logging on soil erosion and vegetative regrowth in NW Spain. *Forest Ecology and Management* 375, 46-54. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.05.024>.
- Fernandez-Anez N., Krasovskiy A., Müller M., Vacik H., Baetens J., Hukić E., Solomun M.K. *et al.* (2021). Current wildland fire patterns and challenges in Europe: A synthesis of national perspectives. *Air, Soil and Water Research* 14, 1-19. <https://doi.org/10.1177/117862212111028185>.

Introducción

- Fernández-García V., Fulé P.Z., Marcos E., Calvo L. (2019a). The role of fire frequency and severity on the regeneration of Mediterranean serotinous pines under different environmental conditions. *Forest Ecology and Management* 444, 59–68. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.040>.
- Fernández-García V., Marcos E., Fernández-Guisuraga J.M., Taboada A., Suárez-Seoane S., Calvo L. (2019b). Impact of burn severity on soil properties in a *Pinus pinaster* ecosystem immediately after fire. *International Journal of Wildland Fire* 28, 354–364. <https://doi.org/10.1071/WF18103>.
- Fernández-García V., Marcos E., Fulé P.Z., Reyes O., Santana V.M., Calvo L. (2020). Fire regimes shape diversity and traits of vegetation under different climatic conditions. *Science of The Total Environment* 716, 137137. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137137>.
- Fernández-García V., Marcos E., Huerta S., Calvo L. (2021). Soil-vegetation relationships in Mediterranean forests after fire. *Forest Ecosystems* 8, 18. <https://doi.org/10.1186/s40663-021-00295-y>.
- Fernández-García V., Miesel J., Baeza M.J., Marcos E., Calvo L. (2019c). Wildfire effects on soil properties in fire-prone pine ecosystems: Indicators of burn severity legacy over the medium term after fire. *Applied Soil Ecology* 135, 147–156. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.12.002>.
- 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, 733. <https://doi.org/10.3390/rs10050733>.
- Fernández-Guisuraga J.M., Suárez-Seoane S., García-Llamas P., Calvo L. (2021). Vegetation structure parameters determine high burn severity likelihood in different ecosystem types: A case study in a burned Mediterranean landscape. *Journal of Environmental Management* 288, 112462. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112462>.
- Fernandez-Manso A., Quintano C., Roberts D.A. (2016). Burn severity influence on post-fire vegetation cover resilience from landsat MESMA fraction images time series in Mediterranean forest ecosystems. *Remote Sensing of Environment* 184, 112–123. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.06.015>.
- Fialho J.S., Aguiar M.I., Maia L.S., Magalhães R.B., Araújo F.C.S., Campanha M.M., Oliveira T.S. (2013). Soil quality, resistance and resilience in traditional agricultural and agroforestry ecosystems in Brazil's semiarid region. *African Journal of Agricultural Research* 8, 5020–5031. <https://doi.org/10.5897/AJAR2013.6712>.
- Fidelis A., Alvarado S.T., Barradas A.C.S., Pivello V.R. (2018). The year 2017: Megafires and management in the Cerrado. *Fire* 1, 49. <https://doi.org/10.3390/fire1030049>.
- Fréjaville T., Curt T. (2017). Seasonal changes in the human alteration of fire regimes beyond the climate forcing. *Environmental Research Letters* 12, 035006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa5d23>.
- Fultz L.M., Moore-Kucera J., Dathe J., Davinic M., Perry G., Wester D., Schwilk D.W., Rideout-Hanzak S. (2016). Forest wildfire and grassland prescribed fire effects on soil biogeochemical processes and microbial communities: Two case studies in the semi-arid Southwest. *Applied Soil Ecology* 99, 118–128. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.10.023>.

Introducción

- García-Corona R., Benito E., de Blas E., Varela M.E. (2004). Effects of heating on some soil physical properties related to its hydrological behaviour in two north-western Spanish soils. *International Journal of Wildland Fire* 13, 195–199.
- García-Llamas P., Suárez-Seoane S., Taboada A., Fernández-Manso A., Quintano C., Fernández-García V., Fernández-Guisuraga J.M., Marcos E., Calvo L. (2019). Environmental drivers of fire severity in extreme fire events that affect Mediterranean pine forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 433, 24-32. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.051>.
- García Matallana R., Lucas-Borja M.E., Gómez-Sánchez M.E., Mijan Uddin S.M., Zema D.A. (2022). Post-fire restoration effectiveness using two soil preparation techniques and different shrubs species in pine forests of South-Eastern Spain. *Ecological Engineering* 178, 106579. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106579>.
- Garland G., Banerjee S., Edlinger A., Miranda Oliveira E., Herzog C., Wittwer R., Philippot L., Maestre F.T., van der Heijden M.G.A. (2021). A closer look at the functions behind ecosystem multifunctionality: A review. *Journal of Ecology* 109, 600-613. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13511>.
- Gimeno-García E., Andreu V., Rubio J. (2000). Changes in organic matter, nitrogen, phosphorus and cations in soil as the result of fire and water erosion in a Mediterranean landscape. *European Journal of Soil Science* 51, 201–210. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2000.00310.x>.
- Gonçalves A.C., Sousa A.M.O. (2017). The Fire in the Mediterranean Region: A Case Study of Forest Fires in Portugal. In: Fuerst-Bjelis B. (Ed.), *Mediterranean Identities – Environment, Society, Culture*. <https://doi.org/10.5772/intechopen.69410>.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.115>.
- González-De Vega S., De las Heras J., Moya D. (2018). Post-fire regeneration and diversity response to burn severity in *Pinus halepensis* Mill. forests. *Forests* 9, 299. <https://doi.org/10.3390/f9060299>.
- Griffiths B.S., Philippot L. (2013). Insights into the resistance and resilience of the soil microbial community. *FEMS Microbiology Reviews* 37, 112–129. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.2012.00343.x>.
- Gunderson L.H. (2000). Ecological resilience-In theory and application. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31, 425-439. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.425>.
- Halpern C.B. (1988). Early successional pathways and the resistance and resilience of forest communities. *Ecology* 69, 1703-1715. <https://doi.org/10.2307/1941148>.
- Hernández T., García C., Reinhardt I. (1997). Short-term effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. *Biology and Fertility of Soils* 25, 109–116. <https://doi.org/10.1007/s003740050289>.
- Heydari M., Rostamy A., Najafi F., Dey D.C. (2017). Effect of fire severity on physical and biochemical soil properties in Zagros oak (*Quercus brantii* Lindl.) forests in Iran. *Journal of Forestry Research* 28, 95–104. <https://doi.org/10.1007/s11676-016-0299-x>.

Introducción

- Hinojosa M.B., Parra A., Laudicina V.A., Moreno J.M. (2016). Post-fire soil functionality and microbial community structure in a Mediterranean shrubland subjected to experimental drought. *Science of The Total Environment* 573, 1178–1189. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.117>.
- Holling C.S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4, 1–23. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.04.110173.000245>.
- Hosseini M., Gonzalez-Pelayo O., Vasques A., Ritsema C., Geissen V., Keizer J. (2017). The short-term effectiveness of surfactant seed coating and mulching treatment in reducing post-fire runoff and erosion. *Geoderma* 307, 231–237. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.08.008>.
- Huerta S., Calvo L., Fernández-García V., Marcos E. (2021b). Efectos de las medidas de restauración después de incendios forestales en comunidades de matorral propensas al fuego. En: Almendro M.B., Jordán M.M. (Eds.), *El Suelo: Clave para una Gestión Ambiental Sostenible en un Escenario de Cambio Global*. 407-410.
- Huerta S., Calvo L., Fernández-García V., Marcos E. (2022b). Efectos de las medidas de restauración post-incendio sobre las propiedades del suelo en ecosistemas dominados por *Pinus sylvestris* L. *Actas VIII Congreso Forestal Español* 803.
- Huerta S., Fernández-García V., Calvo L., Marcos E. (2020). Soil resistance to burn severity in different forest ecosystems in the framework of a wildfire. *Forests* 11, 773. <https://doi.org/10.3390/f11070773>.
- Huerta S., Fernández-García V., Marcos E., Suárez-Seoane S., Calvo L. (2021a). Physiological and regenerative plant traits explain vegetation regeneration under different severity levels in Mediterranean fire-prone ecosystems. *Forests* 12, 149. <https://doi.org/10.3390/f12020149>.
- Huerta S., Marcos E., Fernández-García V., Calvo L. (2022a). Short-term effects of burn severity on ecosystem multifunctionality in the northwest Iberian Peninsula. *Science of the Total Environment* 844, 157193. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157193>.
- Jiménez-Ruano A., Mimbrero M.R., de la Riva Fernández J. (2017). Understanding wildfires in mainland Spain. A comprehensive analysis of fire regime features in a climate-human context. *Applied Geography* 89, 100–111. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.10.007>.
- Joffre R., Rambal S. (2002). *Mediterranean Ecosystems*. Encyclopedia of Life Sciences. Mcmillan Publishers Ltd, Nature Publishing Group: New York, NY, United States of America.
- Jones M.W., Smith A., Betts R., Canadell J.G., Prentice I.C., Le Quéré C. (2020). Climate change increases the risk of wildfires. *ScienceBrief* <https://sciencebrief.org/briefs/wildfires>.
- Jordán A., Gordillo-Rivero Á.J., García-Moreno J., Zavala L.M., Granged A.J.P., Gil J., Neto-Paixão H.M. (2014). Post-fire evolution of water repellency and aggregate stability in Mediterranean calcareous soils: A 6-year study. *Catena* 118, 115–123. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.02.001>.
- Keeley J.E. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: A brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire* 18, 116–126. <https://doi.org/10.1071/WF07049>.
- Keeley J.E., Fotheringham C.J., Baer-Keeley M. (2005). Factors affecting plant diversity during post-fire recovery and succession of Mediterranean-climate shrublands in California,

Introducción

- USA. *Diversity and Distributions* 11, 525–537. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00200.x>.
- Key C.H., Benson N.C. (2006). *Landscape assessment (LA) sampling and analysis methods*. USDA Forest Service General Technical Report, RMRS-GTR-164-CD. Rocky Mountain Research Station: Ogden, UT, United States of America.
- Kimura H., Tsuyuzaki S. (2011). Fire severity affects vegetation and seed bank in a wetland. *Applied Vegetation Science* 14, 350–357. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2011.01126.x>.
- Lamothe K.A., Somers K.M., Jackson D.A. (2019). Linking the ball-and-cup analogy and ordination trajectories to describe ecosystem stability, resistance, and resilience. *Ecosphere* 10, e02629. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2629>.
- Lecina-Diaz J., Martínez-Vilalta J., Alvarez A., Vayreda J., Retana J. (2021). Assessing the risk of losing forest ecosystem services due to wildfires. *Ecosystems* 24, 1687–1701. <https://doi.org/10.1007/s10021-021-00611-1>.
- Lee C., Schlemme C., Murray J., Unsworth R. (2015). The cost of climate change: Ecosystem services and wildland fires. *Ecological Economics* 116, 261–269. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.04.020>.
- Lentile L.B., Morgan P., Hudak A.T., Bobbitt M.J., Lewis S.A., Smith A.M.S., Robichaud P.R. (2007). Post-fire burn severity and vegetation response following eight large wildfires across the western United States. *Fire Ecology* 3, 91–108. <https://doi.org/10.4996/fireecology.0301091>.
- Lloret F., Jaime L.A., Margalef-Marrase J., Pérez-Navarro M.A., Batllori E. (2022). Short-term forest resilience after drought-induced die-off in Southwestern European forests. *Science of the Total Environment* 806, 150940. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150940>.
- López-Poma R., Orr B.J., Bautista S. (2014). Successional stage after land abandonment modulates fire severity and post-fire recovery in a Mediterranean mountain landscape. *International Journal of Wildland Fire* 23, 1005–1015. <https://doi.org/10.1071/WF13150>.
- Lucas-Borja M.E., Delgado-Baquerizo M., Muñoz-Rojas M., Plaza-Álvarez P.A., Gómez-Sánchez M.E., González-Romero J., Peña-Molina E., Moya D., de las Heras J. (2021). Changes in ecosystem properties after post-fire management strategies in wildfire-affected Mediterranean forests. *Journal of Applied Ecology* 58, 836–846. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13819>.
- Lucas-Borja M.E., González-Romero J., Plaza-Álvarez P.A., Sagra J., Gómez M.E., Moya D., Cerdà A., de las Heras J. (2019). The impact of straw mulching and salvage logging on post-fire runoff and soil erosion generation under Mediterranean climate conditions. *Science of the Total Environment* 654, 441–451. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.161>.
- Lucas-Borja M.E., Plaza-Álvarez P.A., Ortega R., Miralles I., González-Romero J., Sagra J., Moya D., Zema D.A., de las Heras J. (2020). Short-term changes in soil functionality after wildfire and straw mulching in a *Pinus halepensis* M. forest. *Forest Ecology and Management* 457, 117700. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117700>.
- Maestre F.T., Quero J.L., Gotelli N.J., Escudero A., Ochoa V., Delgado-Baquerizo M., García-Gómez M., Bowker M.A., Soliveres S., Escolar C., García-Palacios P., Berdugo M.,

Introducción

- Valencia E., Gozalo B., Gallardo A., Aguilera L., Arredondo T., Blones J., Boeken B., Bran D., Conceição A.A., Cabrera O., Chaieb M., Derak M., Eldridge D.J., Espinosa C.I., Florentino A., Gaitán J., Gatica M.G., Ghiloufi W., Gómez-González S., Gutiérrez J.R., Hernández R.M., Huang X., Huber-Sannwald E., Jankju M., Miriti M., Monerris J., Mau R.L., Morici E., Naseri K., Ospina A., Polo V., Prina A., Pucheta E., Ramírez-Collantes D.A., Romão R., Tighe M., Torres-Díaz C., Val J., Veiga J.P., Wang D., Zaady E. (2012). Plant species richness and ecosystem multifunctionality in global drylands. *Science* 335, 214–218.
- Marcos E., Fernández-García V., Fernández-Manso A., Quintano C., Valbuena L., Tárrega R., Luis-Calabuig E., Calvo L. (2018). Evaluation of composite burn index and land surface temperature for assessing soil burn severity in Mediterranean fire-prone pine ecosystems. *Forests* 9, 494. <https://doi.org/10.3390/f9080494>.
- Mataix-Solera J., Cerdà A., Arcenegui V., Jordán A., Zavala L.M. (2011). Fire effects on soil aggregation: A review. *Earth - Science Reviews* 109, 44–60. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.08.002>.
- Mataix-Solera J., Guerrero C., García-Orenes F., Bárcenas G.M., Torres M.P. (2009). Forest fire effects on soil microbiology. In: Cerdà A., Robichaud P. (Eds.), *Fire Effects on Soils and Restoration Strategies*. 133–175. Science Publishers, Inc.: Enfield, NY, United States of America.
- Mayor Á.G., Goirán S.B., Vallejo V.R., Bautista S. (2016). Variation in soil enzyme activity as a function of vegetation amount, type, and spatial structure in fire-prone Mediterranean shrublands. *Science of The Total Environment* 573, 1209–1216. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.139>.
- 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. *Remote Sensing of Environment* 210, 282–296. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.03.019>.
- Miller J., Rogan J. (2007). Using GIS and remote sensing for ecological mapping and monitoring. In: Mesev V. (Ed.), *Integration of GIS and Remote Sensing*. 233–268. John Wiley & Sons, Ltd: Chichester, England.
- Moghli A., Santana V.M., Baeza M.J., Pastor E., Soliveres S. (2021). Fire recurrence and time since last fire interact to determine the supply of multiple ecosystem services by Mediterranean forests. *Ecosystems*. <https://doi.org/10.1007/s10021-021-00720-x>.
- Montès N., Ballini C., Bonin G., Faures J. (2004). A comparative study of aboveground biomass of three Mediterranean species in a post-fire succession. *Acta Oecologica* 25, 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2003.10.002>.
- Moreira B., Pausas J.G. (2012). Tanned or burned: The role of fire in shaping physical seed dormancy. *PLoS ONE* 7, e51523. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0051523>.
- Moreira F., Viedma O., Arianoutsou M., Curt T., Koutsias N., Rigolot E., Barbati A., Corona P., Vaz P., Xanthopoulos G., Mouillot F., Bilgili E. (2011). Landscape-wildfire interactions in Southern Europe: Implications for landscape management. *Journal of Environmental Management* 92, 2389–2402. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.06.028>.
- Moreno J.M., Oechel W.C. (2012). *The role of fire in Mediterranean-type ecosystems*. Springer Science and Business Media: New York, NY, United States of America.

Introducción

- Moreno J.M., Pineda F.D., Rivas-Martínez S. (1990). Climate and vegetation at the Eurosiberian-Mediterranean boundary in the Iberian Peninsula. *Journal of Vegetation Science* 1, 233-244. <https://doi.org/10.2307/3235660>.
- Moreno M.V., Conedera M., Chuvieco E., Pezzatti G.B. (2014). Fire regime changes and major driving forces in Spain from 1968 to 2010. *Environmental Science & Policy* 37, 11–22. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.08.005>.
- Moya D., González-De Vega S., García-Orenes F., Morugán-Coronado A., Arcenegui V., Mataix-Solera J., Lucas-Borja M.E., De las Heras J. (2018). Temporal characterisation of soil-plant natural recovery related to fire severity in burned *Pinus halepensis* Mill. forests. *Science of The Total Environment* 640-641, 42–51. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.212>.
- Neary D.G., DeBano L.F., Ffolliott P.F. (2000). Fire impacts on forest soils: A comparison to mechanical and chemical site preparation. In: Moser W.K., Moser C.F. (Eds.), *Fire and Forest Ecology: Innovative Silviculture and Vegetation Management*. 85–94. Tall Timbers Ecology Conference Proceedings. Tall Timbers Research Station: Tallahassee, FL, United States of America.
- Neary D.G., Ryan K.C., DeBano L.F. (2005). *Wildland Fire in Ecosystems: Effects of Fire on Soil and Water*. USDA Forest Service General Technical Report, RMRS-GTR-42-Vol.4. Rocky Mountain Research Station: Ogden, UT, United States of America.
- Orwin K.H., Wardle D.A. (2004). New indices for quantifying the resistance and resilience of soil biota to exogenous disturbances. *Soil Biology and Biochemistry* 36, 1907–1912. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.04.036>.
- Pausas J.G. (2004). Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean Basin). *Climatic Change* 63, 337–350. <https://doi.org/10.1023/B:CLIM.0000018508.94901.9c>.
- Pausas J.G., Bradstock R.A. (2007). Fire persistence traits of plants along a productivity and disturbance gradient in Mediterranean shrublands of south-east Australia. *Global Ecology and Biogeography* 16, 330–340. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00283.x>.
- Pausas J.G., Bradstock R.A., Keith D.A., Keeley J.E. (2004). Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems. *Ecology* 85, 1085–1100. <https://doi.org/10.1890/02-4094>.
- Pausas J.G., Fernández-Muñoz S. (2012). Fire regime changes in the Western Mediterranean Basin: From fuel-limited to drought-driven fire regime. *Climatic Change* 110, 215–226. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0060-6>.
- Pausas J.G., Keeley J.E. (2014). Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire-prone ecosystems. *New Phytologist* 204, 55-65. <https://doi.org/10.1111/nph.12921>.
- Pausas J.G., Llovet J., Rodrigo A., Vallejo R. (2008). Are wildfires a disaster in the Mediterranean Basin? A review. *International Journal of Wildland Fire* 17, 713–723. <https://doi.org/10.1071/WF07151>.
- Pausas J.G., Verdú M. (2005). Plant persistence traits in fire-prone ecosystems of the Mediterranean Basin: A phylogenetic approach. *Oikos* 109, 196–202. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13596.x>.

Introducción

- Pereira P., Bogunovic I., Zhao W., Barcelo D. (2021). Short-term effect of wildfires and prescribed fires on ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Science & Health* 22, 100266. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100266>.
- Pereira P., Francos M., Brevik E.C., Ubeda X., Bogunovic I. (2018). Post-fire soil management. *Current Opinion in Environmental Science & Health* 5, 26–32. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.04.002>.
- Pimm S.L. (1984). The complexity and stability of ecosystems. *Nature* 307, 321–326. <https://doi.org/10.1038/307321a0>.
- Reichert J.M., Rodrigues M.F., Bervald C.M.P., Brunetto G., Kato O.R., Schumacher M.V. (2015). Fragmentation, fiber separation, decomposition, and nutrient release of secondary-forest biomass, mechanically chopped-and-mulched, and cassava production in the Amazon. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 204, 8-16. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.02.005>.
- Richter C., Rejmánek M., Miller J.E.D., Welch K.R., Weeks J., Safford H. (2019). The species diversity x fire severity relationship is hump-shaped in semiarid yellow pine and mixed conifer forests. *Ecosphere* 10, e02882. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2882>.
- Rivas-Martínez S. (1987). *Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España*. ICONA. Serie Técnica: Madrid, España.
- Robichaud P.R., Ashmun L.E., Sims B.D. (2010). *Post-fire treatment effectiveness for hill slope stabilization*. USDA Forest Service General Technical Report, RMRS-GTR-240. Rocky Mountain Research Station: Fort Collins, CO, United States of America.
- Robichaud P.R., Jordan P., Lewis S.A., Ashmun L.E., Covert S.A., Brown R.E. (2013). Evaluating the effectiveness of wood shred and agricultural straw mulches as a treatment to reduce post-wildfire hillslope erosion in southern British Columbia, Canada. *Geomorphology* 197, 21-33. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.04.024>.
- Rundel P.W., Arroyo M.T.K., Cowling R.M., Keeley J.E., Lamont B.B., Pausas J.G., Vargas P. (2018). Fire and plant diversification in Mediterranean-climate regions. *Frontiers in Plant Science* 9: 851. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00851>.
- San-Miguel-Ayanz J., Durrant T., Boca R., Maianti P., Libertá G., Artés-Vivancos T., Oom D., Branco A., de Rigo D., Ferrari D., Pfeiffer H., Grecchi R., Onida M., Löffler P. (2022). *Forest Fires in Europe, Middle East and North Africa 2021*. Publications Office of the European Union: Luxembourg. <https://doi:10.2760/34094>.
- Sánchez-Pinillos M., Leduc A., Ameztegui A., Kneeshaw D., Lloret F., Coll L. (2019). Resistance, resilience or change: Post-disturbance dynamics of boreal forests after insect outbreaks. *Ecosystems* 22, 1886-1901. <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00378-6>.
- Santana V.M., Alday J.G., Baeza M.J. (2014). Mulch application as post-fire rehabilitation treatment does not affect vegetation recovery in ecosystems dominated by obligate seeders. *Ecological Engineering* 71, 80-86. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.037>.
- Santana V.M., Baeza M.J., Marrs R.H., Vallejo V.R. (2010). Old-field secondary succession in SE Spain: Can fire divert it? *Plant Ecology* 211, 337-349. <https://doi.org/10.1007/s11258-010-9793-y>.

Introducción

- Schaffhauser A., Curt Y., Tatoni T. (2008). The resilience ability of vegetation after different fire recurrences in Provence. *WIT Transactions on Ecology and the Environment* 119, 297–310. <https://doi.org/10.2495/FIVA080301>.
- Seidl R., Spies T.A., Peterson D.L., Stephens S.L., Hicke J.A. (2016). Searching for resilience: Addressing the impacts of changing disturbance regimes on forest ecosystem services. *Journal of Applied Ecology* 53, 120–129. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12511>.
- Shade A., Peter H., Allison S.D., Baho D.L., Berga M., Bürgmann H., Huber D.H., Langenheder S., Lennon J.T., Martiny J.B.H., Matulich K.L., Schmidt T.M., Handelsman J. (2012). Fundamentals of microbial community resistance and resilience. *Frontiers in Microbiology* 3, 417. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2012.00417>.
- Steel Z.L., Foster D., Coppoletta M., Lydersen J.M., Stephens S.L., Paudel A., Markwith S.H., Merriam K., Collins B.M. (2021). Ecological resilience and vegetation transition in the face of two successive large wildfires. *Journal of Ecology* 109, 3340–3355. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13764>.
- Vallejo V.R., Arianoutsou M., Moreira F. (2012). Fire ecology and post-fire restoration approaches in southern European forest types. In: Moreira F., Arianoutsou M., Corona P., De Las Heras J. (Eds.), *Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests*. 93–119. Springer: Dordrecht, The Netherlands.
- Vega J.A., Fontúrbel T., Merino A., Fernández C., Ferreiro A., Jiménez E. (2013). Testing the ability of visual indicators of soil burn severity to reflect changes in soil chemical and microbial properties in pine forests and shrubland. *Plant and Soil* 369, 73–91. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1532-9>.
- Vilén T., Fernandes P.M. (2011). Forest fires in Mediterranean countries: CO₂ emissions and mitigation possibilities through prescribed burning. *Environmental Management* 48, 558–567. <https://doi.org/10.1007/s00267-011-9681-9>.
- Violle C., Navas M.-L., Vile D., Kazakou E., Fortunel C., Hummel I., Garnier E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116, 882–892. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>.
- Wittenberg L., van der Wal H., Keesstra S., Tessler N. (2020). Post-fire management treatment effects on soil properties and burned area restoration in a wildland-urban interface, Haifa Fire case study. *Science of The Total Environment* 716, 135190. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135190>.
- Wright B.R., Clarke P.J. (2007). Resprouting responses of *Acacia* shrubs in the Western Desert of Australia-Fire severity, interval and season influence survival. *International Journal of Wildland Fire* 16, 317–323. <https://doi.org/10.1071/WF06094>.
- Zema D.A. (2021). Postfire management impacts on soil hydrology. *Current Opinion in Environmental Science & Health* 21, 100252. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100252>.

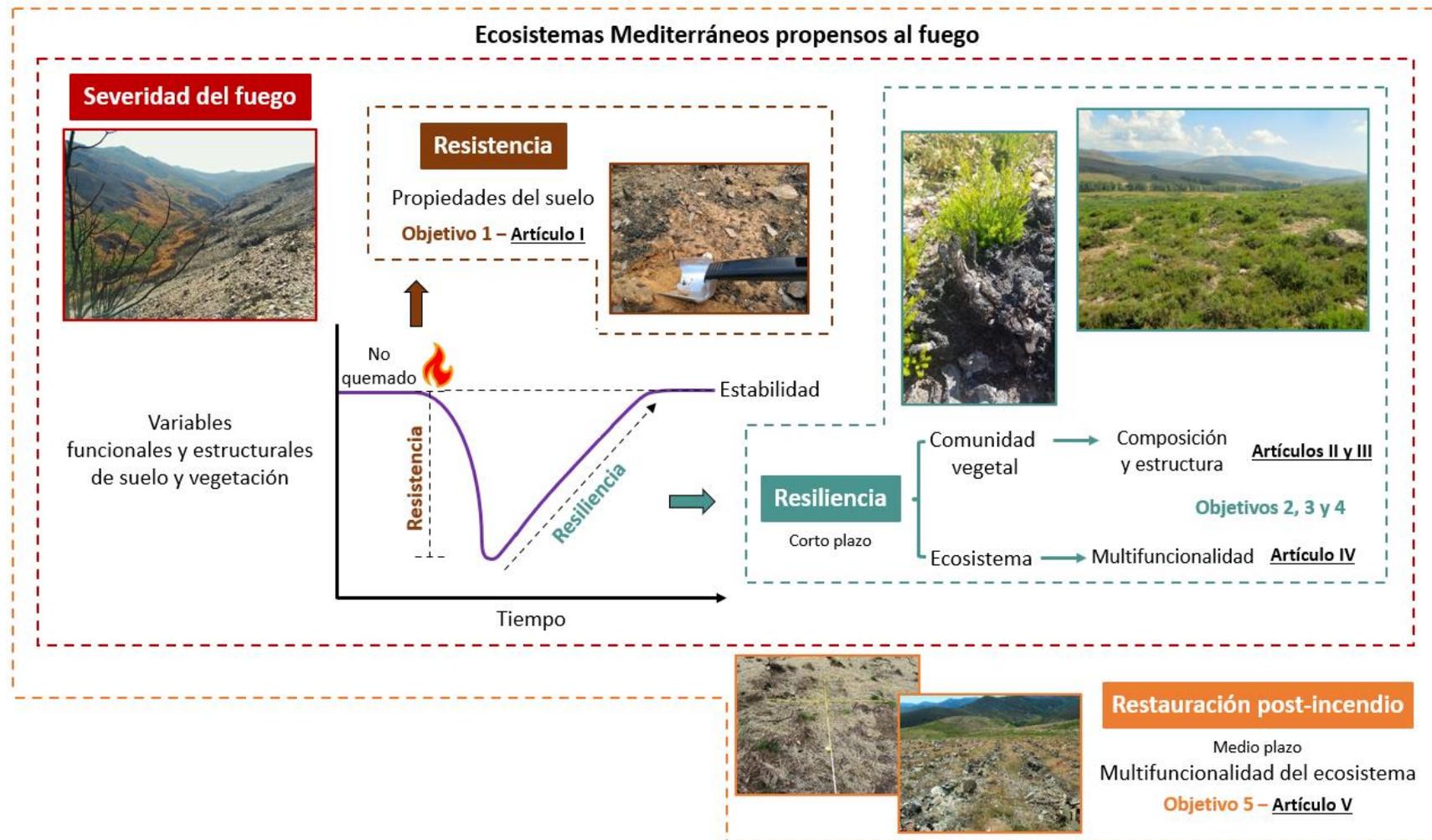
2. OBJETIVOS

El principal objetivo de esta Tesis Doctoral es analizar la resistencia y resiliencia de ecosistemas forestales propensos al fuego a través del estudio de variables funcionales y estructurales del suelo y de la comunidad vegetal. Así mismo, evaluar la eficiencia de estrategias de restauración post-incendio orientadas a la recuperación del valor natural de estos ecosistemas.

De forma específica se pretende:

1. Analizar los efectos de la severidad del fuego sobre la resistencia de propiedades físicas, químicas, y bioquímicas del suelo en diferentes ecosistemas forestales. *Artículo I.*
2. Examinar los efectos de la severidad del fuego sobre la capacidad de regeneración natural de la vegetación, evaluada a través de los rasgos funcionales de las plantas en zonas con distinta composición de especies y condiciones climáticas. *Artículo II.*
3. Analizar la influencia de la severidad sobre la resiliencia de la comunidad vegetal mediante el estudio de cambios en la estructura de la vegetación y en la composición de especies en diferentes ecosistemas forestales. *Artículo III.*
4. Investigar cómo afecta la severidad del fuego a variables funcionales y estructurales del suelo y de la comunidad vegetal con el fin de estudiar la resiliencia de la multifuncionalidad del ecosistema. *Artículo IV.*
5. Determinar la influencia ejercida por las estrategias de restauración post-incendio (acolchado de paja y restos de madera, y repoblaciones mediante subsolado y ahoyado) sobre la resiliencia de la multifuncionalidad del ecosistema. *Artículo V.*

3. ESQUEMA DE LA TESIS



4. MATERIAL Y MÉTODOS

4.1. Zonas de estudio

Para el desarrollo de la presente Tesis Doctoral se han seleccionado dos áreas de estudio localizadas en la Península Ibérica y afectadas por incendios forestales en el verano de 2017: la Sierra de Cabrera en la provincia de León (NO Península Ibérica) y Gátova, localizada en la Sierra de Calderona, provincia de Valencia (SE Península Ibérica) (Fig. 2).

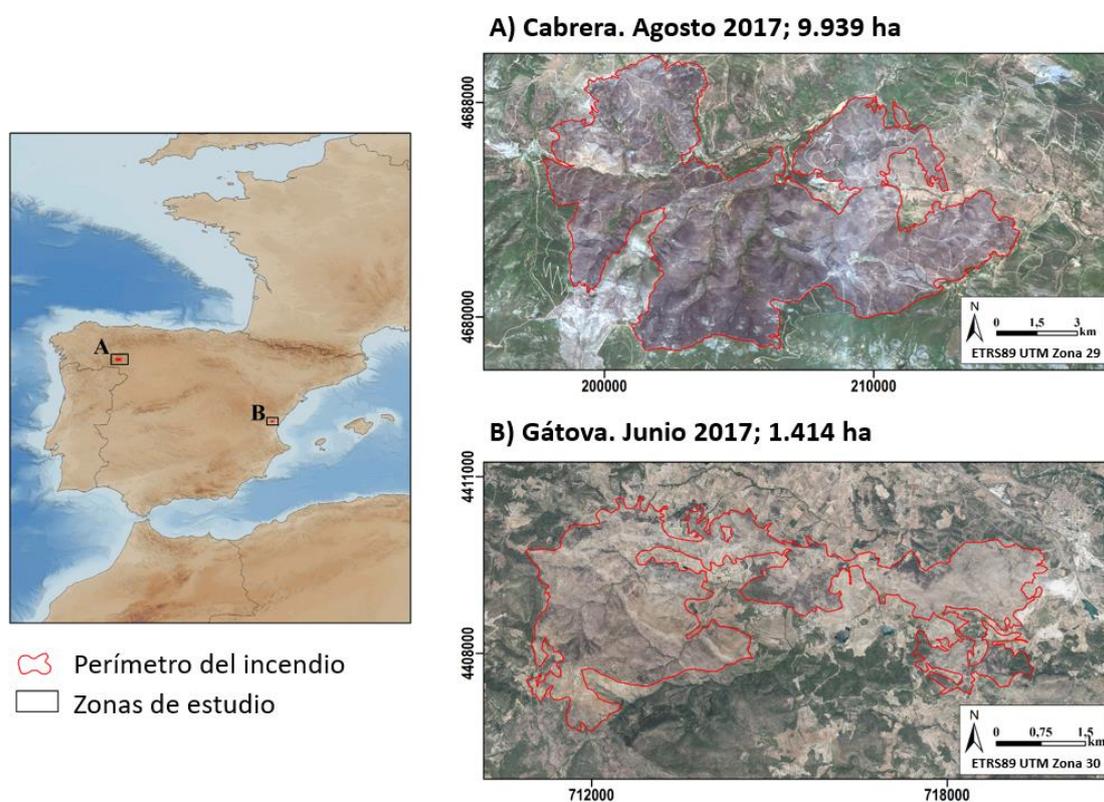


Figura 2. Localización de las zonas de estudio en la Península Ibérica (izquierda). Los paneles de la derecha muestran el perímetro del incendio de (a) Cabrera (arriba) y (b) Gátova (abajo), representados sobre una imagen RGB post-incendio.

El incendio de la Sierra de Cabrera se inició el 21 de agosto de 2017 y quemó una superficie total de 9.939 ha. Esta zona se caracteriza por un clima Mediterráneo de veranos templados y secos (AEMET-IM, 2011), con temperaturas y precipitaciones medias anuales de 9 °C y 700-800 mm, respectivamente (Ninyerola *et al.*, 2005). La orografía es montañosa, con altitudes que oscilan entre los 836 y los 1938 m. Las litologías predominantes en la zona son pizarras, areniscas, y cuarcitas del Período Ordovícico (GEODE, 2022), sobre las que se desarrollan suelos ácidos (pH alrededor de 5), clasificados principalmente como Leptosoles líticos y Cambisoles húmicos (ITACyL,

Material y Métodos

2022). La mayor parte de la zona afectada por el fuego estaba ocupada por aulagares de *Genista hystrix* Lange, brezales de *Erica australis* L., piornales dominados por *Cytisus scoparius* (L.) Link y *Genista florida* L., robledales de *Quercus pyrenaica* Willd., y pinares de repoblación de *Pinus sylvestris* L.

En esta zona, la administración autonómica aplicó a finales del año 2017 y durante el año 2018 una serie de actuaciones post-incendio con el fin de estabilizar y proteger el suelo y de favorecer la recuperación de la vegetación en aquellas zonas más afectadas y con mayor pendiente. Así pues, con el objetivo de estabilizar y proteger el suelo se aplicó (1) acolchado de paja y (2) restos de madera. Por su parte, con el fin de favorecer la recuperación de la vegetación se realizaron repoblaciones mediante (3) subsolado y (4) ahoyado (Fig. 3).

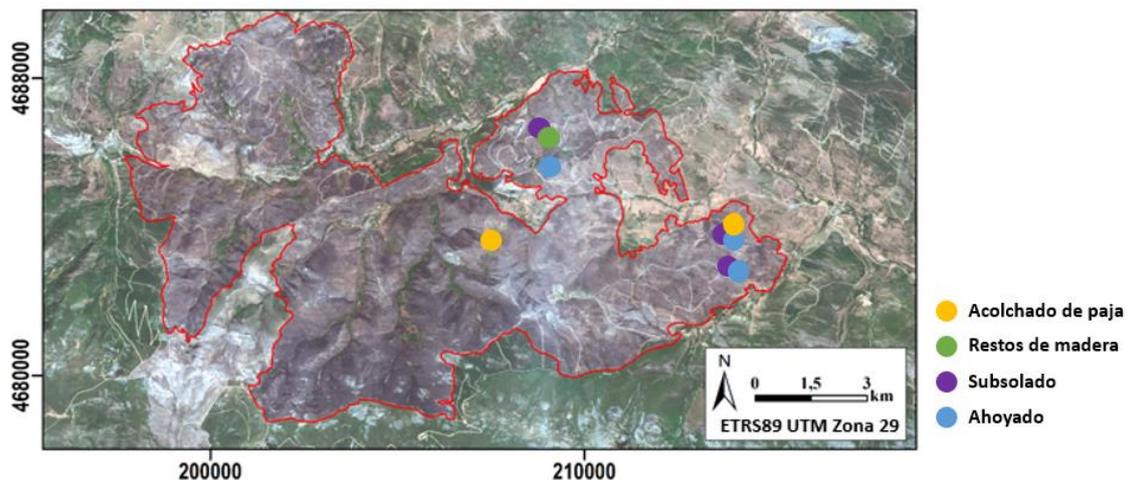


Figura 3. Localización de las estrategias de restauración post-incendio aplicadas dentro del perímetro del incendio de Cabrera.

Esta zona de estudio ha sido utilizada en los artículos I, II, III, IV, y V de la presente Tesis Doctoral.

El incendio de Gátova comenzó el 28 de junio de 2017 y afectó a 1.414 ha. El clima de esta zona es Mediterráneo de veranos cálidos y secos (AEMET-IM, 2011). Las temperaturas y precipitaciones medias anuales son 15 °C y 400-600 mm, respectivamente (Ninyerola *et al.*, 2005). Se trata de una zona montañosa, con altitudes comprendidas entre los 290 y los 815 m. Los tipos de roca característicos son dolomías, calizas, areniscas, arcillas, y margas del Período Triásico (GEODE, 2022). Los suelos son

alcalinos (pH alrededor de 8), clasificados principalmente como Leptosoles líticos y Calcisoles háplicos (Jones *et al.*, 2005). Este incendio afectó principalmente a masas de *Pinus halepensis* Mill., con *Rosmarinus officinalis* L., *Ulex parviflorus* Pourr., *Quercus coccifera* L., y *Erica multiflora* L. como principales especies del sotobosque. Esta zona de estudio se seleccionó para el artículo II, junto con la zona de Cabrera.

4.2. Cálculo de severidad

Inmediatamente después de los incendios de Cabrera y de Gátova fijamos parcelas de campo en los ecosistemas más representativos de cada zona de estudio, cubriendo tanto zonas quemadas como zonas sin quemar. Posteriormente, determinamos la severidad del fuego en cada parcela mediante la aplicación en campo del índice CBI (Composite Burn Index) (Key & Benson, 2006), adaptado por Fernández-García *et al.* (2018) a ecosistemas Ibéricos. En concreto, evaluamos visualmente una serie de indicadores de severidad (hojarasca consumida, profundidad de la quema y color del suelo, follaje consumido, altura de la quema, mortalidad de los árboles, y color del dosel) desde una puntuación de 0 (no quemado) a 3 (severidad del fuego máxima) en 5 estratos verticales de suelo y vegetación. Finalmente calculamos el promedio de todos los estratos evaluados con el fin de obtener una puntuación final por parcela, diferenciando cuatro categorías de severidad del fuego: no quemado ($CBI < 0.1$), severidad baja ($0.1 < CBI \leq 1.25$), severidad moderada ($1.25 < CBI \leq 2.25$), y severidad alta ($CBI > 2.25$).

Se calculó la severidad espectral en cada zona de estudio utilizando imágenes Landsat 8 OLI inmediatamente anteriores y posteriores a los incendios de 2017. Las imágenes de satélite empleadas se sometieron a una calibración radiométrica para obtener los valores de radiancia, así como a una corrección atmosférica mediante el módulo FLAASH (Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes) (Perkins *et al.*, 2012) en ENVI, obteniendo la reflectividad (valores de 0 a 100) en superficie para las bandas 5 (NIR) y 7 (SWIR), las más sensibles a los cambios ocasionados por el fuego. Posteriormente se calculó el índice NBR (Normalized Burn Ratio) pre- y post-incendio (Ecuación 1), y el índice dNBR (differenced Normalized Burn Ratio) (Ecuación 2).

$$NBR = (NIR - SWIR) / (NIR + SWIR) \quad (1)$$

$$dNBR = NBR_{pre-incendio} - NBR_{post-incendio} \quad (2)$$

Material y Métodos

La severidad del fuego se caracterizó espacialmente, diferenciándose tres categorías de severidad: baja, moderada, y alta (Fig. 4). Estos umbrales se establecieron en base a la validación y calibración realizada en campo a través del cálculo del índice CBI (Fernández-García *et al.*, 2019).

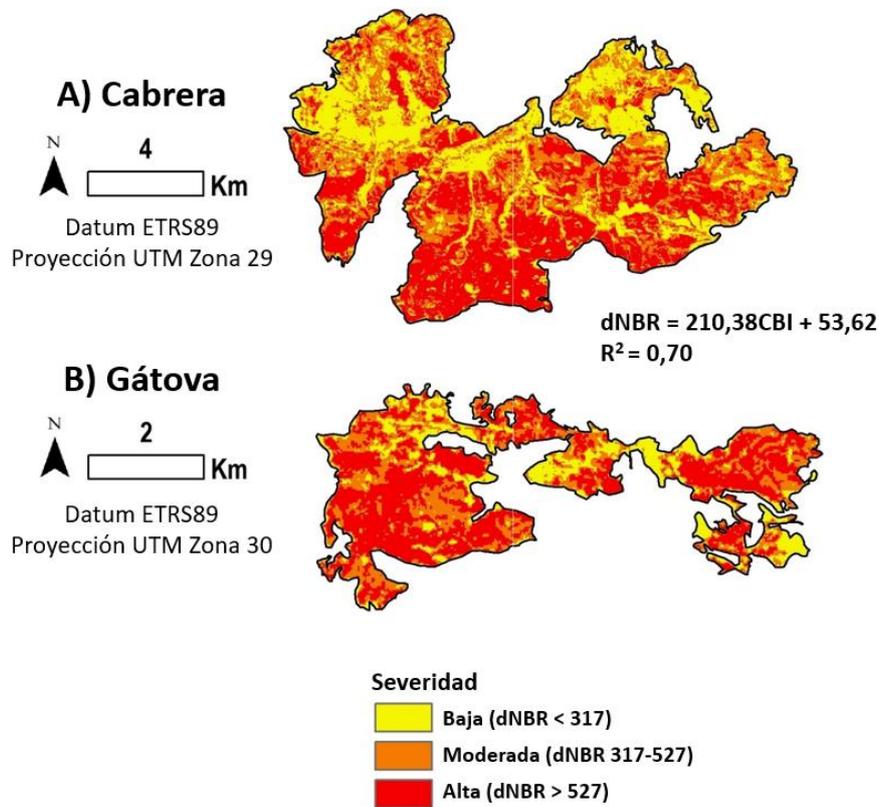


Figura 4. Categorías de severidad de los incendios de (a) Cabrera (arriba) y (b) Gátova (abajo) (Fernández-García *et al.*, 2019).

4.3. Muestréos de campo

En el área de estudio de Cabrera las parcelas de campo se muestrearon después del incendio, durante los meses de septiembre y octubre de 2017 (muestreos de suelo). Además, realizamos muestreos de campo al año y a los dos años del fuego, durante los meses de junio y julio de 2018 (muestreos de suelo y vegetación) y 2019 (muestreos de vegetación), respectivamente (Fig. 5). En Gátova, se realizaron muestreos de vegetación al año y a los dos años del incendio, en junio y julio de 2018 y 2019, respectivamente.



Figura 5. Muestreos de campo de suelo (izquierda) y vegetación (derecha).

En cuanto a las estrategias de restauración aplicadas en el área de estudio de Cabrera, se llevaron a cabo muestreos de suelo y vegetación en parcelas quemadas y restauradas, así como en parcelas adyacentes quemadas sin restaurar. Estos muestreos se realizaron cuatro años después del incendio, durante los meses de junio y julio de 2021.

En los muestreos de suelo se tomó una muestra compuesta en cada parcela (formada por 4 submuestras). Para ello se eliminaron previamente los residuos del incendio (cenizas y restos quemados), así como los restos de vegetación, hojarasca, y ramas de la superficie. Las muestras se tomaron usando un core de 7 cm de diámetro y 3 cm de profundidad y se tamizaron en campo (< 2 mm). Cada muestra se dividió en dos partes: una se secó al aire y se almacenó en el laboratorio (20 °C) para el análisis de propiedades físicas y químicas, y la otra se congeló (-18 °C) para el análisis de propiedades químicas, bioquímicas, y microbiológicas. En los muestreos de vegetación evaluamos en cada parcela: (1) porcentaje de suelo descubierto, (2) porcentaje de hojarasca y ramas, (3) porcentaje de cobertura total de especies herbáceas, (4) porcentaje de cobertura de cada especie leñosa, (5) altura media de las especies leñosas, y (6) porcentaje de cobertura total por estratos verticales (0 m - 0.5 m, 0.5 m – 1 m, 1 m – 4 m, y > 4 m).

4.4. Análisis del suelo

En las muestras de suelo se analizaron propiedades físicas (diámetro medio ponderado de los agregados (DMP); repelencia al agua (WDPT)), químicas (pH; carbono (C) total; C orgánico total; C inorgánico total; nitrógeno (N) total; N mineral (amonio (NH₄⁺) y nitrato (NO₃⁻)); fósforo (P) disponible; cationes intercambiables Na⁺, K⁺, Mg²⁺, y Ca²⁺; capacidad

Material y Métodos

de intercambio catiónico (CIC)), bioquímicas (actividades enzimáticas β -glucosidasa, ureasa, y fosfatasa ácida), y microbiológicas (C de la biomasa microbiana).

El diámetro medio ponderado (mm) (DMP) fue utilizado para medir la distribución del tamaño de los agregados y el tamaño medio de los agregados estables (Kemper & Rosenau, 1986). Empleamos el test del tiempo de penetración de la gota de agua (s) (Water Drop Penetration Test) para evaluar la repelencia al agua del suelo (Doerr, 1998).

El pH del suelo se analizó mediante el método potenciométrico usando una relación suelo:agua desionizada (1:2.5 w/v). El C total (%), el C orgánico total (%), y el N total (%) fueron determinados siguiendo el método de combustión de Dumas (1831), mientras que el carbono inorgánico total (%) se calculó aritméticamente por la diferencia entre el carbono total y el carbono orgánico total. El amonio (NH_4^+) (mg kg^{-1}) y el nitrato (NO_3^-) (mg kg^{-1}) se analizaron de acuerdo al procedimiento de Keeney & Nelson (1982). El P disponible (mg kg^{-1}) se midió según el procedimiento de Olsen *et al.* (1954). Los cationes intercambiables del suelo (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , y Ca^{2+}) (cmol kg^{-1}) y la CIC (cmol kg^{-1}) se determinaron mediante espectroscopia de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente (ICP-OES).

Las actividades enzimáticas β -glucosidasa (β -D-glucósido glucohidrolasa, EC 3.2.1.21) ($\mu\text{mol } p\text{-NP g}^{-1}$ suelo seco h^{-1}) y fosfatasa ácida (monoésterfosfato fosfohidrolasa, EC 3.1.3.2) ($\mu\text{mol } p\text{-NP g}^{-1}$ suelo seco h^{-1}) se analizaron mediante el procedimiento de Tabatabai (1994), mientras que la actividad enzimática ureasa (urea amidohidrolasa, EC 3.5.1.5) ($\mu\text{mol N-NH}_4^+ \text{g}^{-1}$ suelo seco h^{-1}) se determinó siguiendo el procedimiento de Kandeler & Gerber (1988) (Fig. 6).



Figura 6. Filtrados (izquierda) y tubos de ensayo (derecha) empleados para el análisis de las actividades enzimáticas.

El carbono de la biomasa microbiana ($\mu\text{g C g}^{-1}$ suelo seco) fue determinado mediante el método de fumigación-extracción propuesto por Vance *et al.* (1987).

4.5. Cálculo de la resistencia, resiliencia y multifuncionalidad

Resistencia de las propiedades del suelo (*Artículo 1*)

Calculamos la resistencia a la severidad del fuego de las propiedades del suelo inmediatamente después del incendio mediante la aplicación del índice de resistencia desarrollado por Banning & Murphy (2008), siguiendo la Ecuación (3):

$$\text{Resistencia: } R_0 = -100 \left[\frac{C_0 - P_0}{C_0} \right] \text{ en } t_0 \quad (3)$$

donde C_0 es el valor de la propiedad del suelo en el control y P_0 el valor en el suelo quemado inmediatamente después del incendio (t_0). Un valor de R_0 igual a cero indica una resistencia máxima y, por tanto, ninguna diferencia entre el suelo control y el quemado. La resistencia mínima se obtiene cuando el índice R_0 es -100, lo que significa que el valor de la propiedad del suelo quemado es cero. El índice R_0 no tiene un límite positivo. Los valores superiores a cero se obtienen cuando la propiedad en el control es inferior a la del suelo quemado. De este modo, el índice de resistencia (R_0) representa el % de diferencia entre la propiedad en el suelo quemado y en el control inmediatamente después de la perturbación.

Resiliencia de la vegetación (Artículos II y III)

Evaluamos la resiliencia de la vegetación frente a la severidad del fuego en las zonas quemadas en 2017 mediante los cambios producidos en el tiempo sobre la composición y estructura de la comunidad. Así pues, la resiliencia se interpretó en términos de la diferencia en la cobertura vegetal de las zonas quemadas respecto a las zonas sin quemar. Estos cambios fueron evaluados a través de la cobertura por rasgos funcionales (fisiológicos y regenerativos) de las especies leñosas, y mediante la cobertura total de especies por estratos verticales. Además, se analizaron los cambios desencadenados por la severidad sobre la composición específica en las zonas afectadas por el fuego.

Multifuncionalidad del ecosistema (Artículos IV y V)

Se evaluó la multifuncionalidad del ecosistema a través del estudio de los efectos de la severidad del fuego y de las estrategias de restauración post-incendio sobre diferentes funciones y servicios ecosistémicos.

Empleamos diferentes variables de suelo y vegetación como indicadores de funciones del ecosistema (Tabla 1). Con el fin de obtener un índice de multifuncionalidad estandarizado, los valores de cada indicador fueron estandarizados de acuerdo con el siguiente procedimiento:

Valor estandarizado = $(\text{Valor no estandarizado} - \text{Valor mínimo}) / (\text{Valor máximo} - \text{Valor mínimo})$

Los valores no estandarizados son los valores de cada indicador expresados en sus unidades de medida correspondientes. Los valores mínimos y máximos se corresponden a los valores más bajos y altos no estandarizados de cada indicador, respectivamente. En consecuencia, se obtuvo un conjunto de datos estandarizados para cada indicador, que van de 0 (valor mínimo) a 1 (valor máximo).

Los valores estandarizados de los indicadores se utilizaron para obtener los valores de cada función del ecosistema (Manning *et al.*, 2018). En aquellos casos en los que había más de un indicador por función, se calculó el valor medio de estos indicadores. De la misma manera, los valores de cada servicio ecosistémico se obtuvieron promediando las funciones asociadas a dicho servicio (Tabla 1).

Material y Métodos

Por último, la multifuncionalidad del ecosistema se obtuvo con el promedio de los valores de los servicios ecosistémicos de soporte, aprovisionamiento, regulación, y cultural (Maestre *et al.*, 2012; Garland *et al.*, 2021) (Tabla 1).

Tabla 1. Lista de funciones para los servicios ecosistémicos de soporte, aprovisionamiento, regulación, y cultural, e indicadores empleados para definir dichas funciones. Adaptado de Garland *et al.* (2021).

Servicios ecosistémicos	Funciones del ecosistema	Indicadores de funciones
Soporte		
	<i>Actividad fotosintética</i>	Fracción de radiación fotosintéticamente activa (FAPAR) (%) Contenido de clorofila en las hojas (LAI_Cab) ($\mu\text{g cm}^{-2}$)
	<i>Fertilidad del suelo</i>	(NH_4^+) (mg kg^{-1}) (NO_3^-) (mg kg^{-1}) P disponible (mg kg^{-1})
	<i>Ciclo de nutrientes</i>	β -glucosidasa ($\mu\text{mol } p\text{-NP g}^{-1}$ suelo seco h^{-1}) Ureasa ($\mu\text{mol N-NH}_4^+ \text{g}^{-1}$ suelo seco h^{-1}) Fosfatasa ácida ($\mu\text{mol } p\text{-NP g}^{-1}$ suelo seco h^{-1})
	<i>Calidad del suelo</i>	C biomasa microbiana ($\mu\text{g C g}^{-1}$ suelo seco)
Aprovisionamiento		
	<i>Producción de pastos para el ganado</i>	Cobertura total de especies herbáceas (%)
	<i>Producción de leña</i>	Cobertura total de árboles y grandes arbustos > 1 m (%)
Regulación		
	<i>Regulación climática</i>	C orgánico total del suelo (%) Volumen de la vegetación (m^3) Restos de hojarasca y ramas (%) Cobertura total > 1 m (%)
	<i>Regulación del agua</i>	Repelencia al agua del suelo (s)
	<i>Protección contra la erosión</i>	Suelo cubierto (%) DMP (mm)
Cultural		
	<i>Diversidad de especies leñosas</i>	Índice de Shannon de especies leñosas

REFERENCIAS

- AEMET-IM (2011). *Iberian climate atlas. Air temperature and precipitation (1971-2000)*. Agencia Estatal de Meteorología, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Instituto de Meteorología de Portugal. https://www.aemet.es/documentos/es/conocerlas/recursos_en_linea/publicaciones_y_estudios/publicaciones/Atlas-climatologico/Atlas.pdf.
- Banning N.C., Murphy D.V. (2008). Effect of heat-induced disturbance on microbial biomass and activity in forest soil and the relationship between disturbance effects and microbial community structure. *Applied Soil Ecology* 40, 109–119. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.03.011>.
- Doerr S.H. (1998). On standardizing the ‘Water Drop Penetration Time’ and the ‘Molarity of an Ethanol Droplet’ techniques to classify soil hydrophobicity: A case study using medium textured soils. *Earth Surface Processes and Landforms* 23, 663–668. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1096-9837\(199807\)23:7<663::AID-ESP909>3.0.CO;2-6](https://doi.org/10.1002/(SICI)1096-9837(199807)23:7<663::AID-ESP909>3.0.CO;2-6).
- Dumas J.B.A. (1831). Procédes de l’analyse Organique. *Annales de Chimie et de Physique* 247, 198–213.
- Fernández-García V., Beltrán-Marcos D., Pinto-Prieto R., Fernández-Guisuraga J.M., Calvo L. (2019). Uso de técnicas de teledetección para determinar la relación entre la historia de incendios y la severidad del fuego. En: Fernández L.Á.R., Cremades J.E., Montes A.C., Sánchez J.C.A. (Eds.), *Teledetección. Hacia Una Visión Global del Cambio Climático*. 135–138. Ediciones Universidad de Valladolid: Madrid, Spain.
- Fernández-García V., Santamarta M., Fernández-Manso A., Quintano C., Marcos E., Calvo L. (2018). Burn severity metrics in fire-prone pine ecosystems along a climatic gradient using Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment* 206, 205–217. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.12.029>.
- Garland G., Banerjee S., Edlinger A., Miranda Oliveira E., Herzog C., Wittwer R., Philippot L., Maestre F.T., van der Heijden M.G.A. (2021). A closer look at the functions behind ecosystem multifunctionality: A review. *Journal of Ecology* 109, 600–613. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13511>.
- GEODE (2022). *Mapa continuo digital de España*. Instituto Geológico y Minero de España. <https://info.igme.es/cartografiadigital/geologica/Geode.aspx>.
- ITACyL (2022). *Portal de suelos. Visor de datos de suelos*. https://suelos.itacyl.es/visor_datos.
- Jones A., Montanarella L., Jones R. (2005). *Soil atlas of Europe*. European Commission. <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/content/soil-atlas-europe>.
- Kandeler E., Gerber H. (1988). Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biology and Fertility of Soils* 6, 68–72. <https://doi.org/10.1007/BF00257924>.
- Keeney D.R., Nelson D.W. (1982). Nitrogen-inorganic forms. In: Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R. (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2: Chemical and Microbiological Properties*. 643–698. ASA: Madison, WI, United States of America.

Material y Métodos

- Kemper W.D., Rosenau R.C. (1986). Aggregate stability and size distribution. In: Kluter A. (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 1: Physical and Mineralogical Methods*. 425–442. ASA: Madison, WI, United States of America.
- Key C.H., Benson N.C. (2006). *Landscape assessment (LA) sampling and analysis methods*. USDA Forest Service General Technical Report, RMRS-GTR-164-CD. Rocky Mountain Research Station: Ogden, UT, United States of America.
- Maestre F.T., Quero J.L., Gotelli N.J., Escudero A., Ochoa V., Delgado-Baquerizo M., García-Gómez M., Bowker M.A., Soliveres S., Escolar C., García-Palacios P., Berdugo M., Valencia E., Gozalo B., Gallardo A., Aguilera L., Arredondo T., Blones J., Boeken B., Bran D., Conceição A.A., Cabrera O., Chaieb M., Derak M., Eldridge D.J., Espinosa C.I., Florentino A., Gaitán J., Gatica M.G., Ghiloufi W., Gómez-González S., Gutiérrez J.R., Hernández R.M., Huang X., Huber-Sannwald E., Jankju M., Miriti M., Monerris J., Mau R.L., Morici E., Naseri K., Ospina A., Polo V., Prina A., Pucheta E., Ramírez-Collantes D.A., Romão R., Tighe M., Torres-Díaz C., Val J., Veiga J.P., Wang D., Zady E. (2012). Plant species richness and ecosystem multifunctionality in global drylands. *Science* 335, 214-218.
- Manning P., van der Plas F., Soliveres S., Allan E., Maestre F.T., Mace G., Whittingham M.J., Fischer M. (2018). Redefining ecosystem multifunctionality. *Nature Ecology & Evolution* 2, 427–436. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0461-7>.
- Ninyerola M., Pons X., Roure J.M. (2005). *Atlas climático digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica*. Universidad Autónoma de Barcelona. https://www.opengis.grumets.cat/wms/iberia/espanol/ES_MODEL.HTM.
- Olsen S.R., Cole C.V., Frank S.W., Dean L.A. (1954). *Estimation of Available Phosphorus in Soils by Extraction with Sodium Bicarbonate*. USDA Circular. US Government Printing Office: Washington, DC, United States of America.
- Perkins T., Adler-Golden S.M., Matthew M.W., Berk A., Bernstein L.S., Lee J., Fox M. (2012). Speed and accuracy improvements in FLAASH atmospheric correction of hyperspectral imagery. *Optical Engineering* 51, 111707. <http://dx.doi.org/10.1117/1.OE.51.11.111707>.
- Tabatabai M.A. (1994). Soil enzymes. In: Weaver R.W., Angle J.S., Bottomley P.J., Bezdicek D.F., Smith S., Tabatabai M.A., Wollum A.G. (Eds.), *Methods of Soil Analysis. Part 2: Microbial and Biochemical Properties*. 775–833. ASA and SSSA: Madison, WI, United States of America.
- Vance E.D., Brookes P.C., Jenkinson D.S. (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry* 19, 703–707.



Fotografía de Sara Huerta del Gallego

5. RESULTADOS



Fotografía de grupo de investigación GEAT

Artículo I

Resistencia del suelo a la severidad del fuego en diferentes ecosistemas forestales en el marco de un gran incendio

Soil resistance to burn severity in different forest ecosystems in the framework of a wildfire

Sara Huerta¹, Víctor Fernández-García^{1,2}, Leonor Calvo¹, Elena Marcos¹

¹ Área de Ecología, Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental, Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales, Universidad de León, 24071 León, España

² Instituto de Geografía y Sostenibilidad, Facultad de Geociencias y Medioambiente, Universidad de Lausana, Géopolis, CH-1015 Lausana, Suiza

Artículo publicado en **Forests** 11 (2020), 773

<https://doi.org/10.3390/f11070773>

Resumen

Los cambios recientes en los regímenes de incendios, con incendios más frecuentes, extensos, y severos, están modificando las características del suelo. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la severidad del fuego en la resistencia de propiedades físicas, químicas, y bioquímicas del suelo en tres ecosistemas forestales diferentes afectados por un incendio en el noroeste de la Península Ibérica. Evaluamos la severidad del fuego inmediatamente después del incendio utilizando el índice CBI (Composite Burn Index) en tres ecosistemas: aulagares, brezales, y robledales. En las mismas parcelas usadas para cuantificar el CBI, tomamos una muestra de suelo compuesta para analizar propiedades físicas (diámetro medio ponderado de los agregados (DMP)), químicas (pH; C total; C orgánico total; C inorgánico total; N total; P disponible; cationes intercambiables Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , y Ca^{2+} ; y capacidad de intercambio catiónico (CIC)), y bioquímicas (actividades enzimáticas β -glucosidasa, ureasa, y fosfatasa ácida). Se calculó el índice de resistencia de cada propiedad. De acuerdo a nuestros resultados, los valores de las propiedades químicas del suelo tendieron a aumentar inmediatamente después del incendio. Entre ellas, el C total, el C orgánico total, y el Na^+ intercambiable mostraron una mayor resistencia al cambio, con una menor variación respecto al estado anterior al incendio. La resistencia de las propiedades químicas fue mayor en el ecosistema de robledal. El DMP disminuyó con la severidad alta en todos los ecosistemas, aunque los suelos de los aulagares fueron más resistentes. Observamos una disminución de la actividad enzimática del suelo con la severidad, siendo las propiedades bioquímicas las menos resistentes al cambio. Por lo tanto, la actividad enzimática del suelo podría ser un indicador potencial de severidad en ecosistemas forestales recientemente afectados por incendios.



Fotografía de Sara Huerta del Gallego

Artículo II

Los rasgos fisiológicos y regenerativos de las plantas explican la regeneración de la vegetación bajo diferentes niveles de severidad en ecosistemas Mediterráneos propensos al fuego

Physiological and regenerative plant traits explain vegetation regeneration under different severity levels in Mediterranean fire-prone ecosystems

Sara Huerta¹, Víctor Fernández-García^{1,2}, Elena Marcos¹, Susana Suárez-Seoane³, Leonor Calvo¹

¹ Área de Ecología, Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental, Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales, Universidad de León, 24071 León, España

² Instituto de Geografía y Sostenibilidad, Facultad de Geociencias y Medioambiente, Universidad de Lausana, Géopolis, CH-1015 Lausana, Suiza

³ Departamento de Biología de Organismos y Sistemas (Unidad de Ecología) y Unidad de Investigación en Biodiversidad (UMIB-UO-CSIC-PA), Universidad de Oviedo, 33071 Oviedo, Mieres, España

Artículo publicado en *Forests* 12 (2021), 149

<https://doi.org/10.3390/f12020149>

Resumen

En los ecosistemas Mediterráneos propensos al fuego, los rasgos funcionales de las plantas y la severidad tienen un papel decisivo en la recuperación de la vegetación tras un incendio. Estos rasgos pueden reflejar la adaptabilidad de las plantas a los regímenes de incendios en la cuenca Mediterránea. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la severidad del fuego en la regeneración post-incendio de la vegetación a través de los rasgos funcionales de las plantas (fisiológicos y regenerativos) en dos ecosistemas Mediterráneos: uno más húmedo y frío (Cabrera en la provincia de León, NO de España), y otro caracterizado por una sequía estival más prolongada (Gátova en la provincia de Valencia, SE de España). Se fijaron un total de 384 y 80 parcelas de campo (2 m × 2 m) en Cabrera y Gátova, respectivamente. En cada parcela quemada se cuantificó la severidad del fuego mediante el índice CBI (Composite Burn Index), diferenciando tres niveles de severidad (baja, moderada, y alta), y se evaluó la regeneración de la vegetación uno y dos años después de los incendios. Estimamos el porcentaje de cobertura de cada especie, las cuales se clasificaron según rasgos fisiológicos (área foliar específica y capacidad de fijación de N₂) y regenerativos (estrategia reproductiva, localización del banco de yemas, y germinación por estimulación térmica). Los principales resultados mostraron que la severidad del fuego tuvo efectos significativos sobre la cobertura vegetal en Cabrera, independientemente de los rasgos funcionales de las plantas. En Gátova, los efectos de la severidad del fuego difirieron entre los rasgos funcionales. En esta zona, la cobertura de las plantas con área foliar específica baja y sin capacidad de estimulación térmica y de fijación de N₂ se relacionó negativamente con la severidad del fuego. Por el contrario, la cobertura de especies fijadoras de N₂, con capacidad de rebrote, y con germinación estimulada por el calor aumentó con el incremento de la severidad. En general, la cobertura vegetal mostró un incremento más pronunciado en el tiempo en la zona más húmeda, principalmente bajo el efecto de la severidad alta. Los resultados de esta investigación pusieron de manifiesto la importancia del uso de los rasgos funcionales de las plantas para entender la respuesta de los diferentes ecosistemas a los regímenes de incendios actuales, lo que podría ser relevante para la gestión pre- y post-incendio.



Fotografía de grupo de investigación GEAT

Artículo III

La resiliencia de comunidades Mediterráneas depende de la severidad del fuego y del tipo de ecosistema

Resilience of Mediterranean communities to fire depends on burn severity and type of ecosystem

Sara Huerta, Elena Marcos, Víctor Fernández-García, Leonor Calvo

Artículo aceptado en ***Fire Ecology***

Resumen

La severidad del fuego juega un papel importante en la recuperación de la vegetación de los ecosistemas Mediterráneos. En el presente estudio, nos propusimos evaluar la influencia de la severidad del fuego sobre la resiliencia a corto plazo de la vegetación en diferentes ecosistemas forestales. Seleccionamos el incendio forestal de Cabrera (noroeste de España), que en el año 2017 afectó a ecosistemas de aulagar, brezal, piornal, y robledal. Inmediatamente después del incendio, establecimos 249 parcelas de campo dentro del área quemada, en las que se cuantificó la severidad del fuego mediante la aplicación del índice CBI (Composite Burn Index), diferenciando tres categorías de severidad: baja, moderada, y alta. Además, fijamos 136 parcelas en áreas no quemadas con dos estados de madurez diferentes: vegetación joven (no quemada en los últimos 10 años) y vieja (no quemada en los últimos 20 años). Dos años después del incendio forestal, evaluamos el porcentaje de cobertura total de vegetación en cuatro estratos verticales que iban de 0 a > 4 m. Además, en el estrato más bajo (0 - 0,5 m) estimamos la cobertura de cada especie leñosa y del total de la vegetación herbácea. La resiliencia de las zonas quemadas en 2017 se interpretó en términos de la diferencia en la cobertura de vegetación y en la composición de especies en relación con las dos etapas de madurez diferentes. Los resultados mostraron que el estrato más bajo fue el más resiliente a corto plazo. De hecho, todos los ecosistemas presentaron una alta resiliencia de este estrato en las zonas de baja severidad. En los aulagares y brezales esto fue debido principalmente a la regeneración de la vegetación herbácea, ya que las especies leñosas dominantes no se recuperaron completamente en ninguna de las situaciones quemadas (al menos 21% y 11% menos de cobertura en parcelas quemadas de aulagar y brezal respecto a zonas de vegetación joven). En concreto, la resiliencia de este estrato fue mayor en piornales y robledales, principalmente bajo severidades moderadas y altas. En estos ecosistemas, las especies leñosas dominantes se recuperaron respecto a la vegetación joven en el estrato de 0 - 0,5 m. A pesar de ello, la severidad del fuego tuvo un impacto negativo en la resiliencia a corto plazo del estrato superior de piornales y robledales (valores de cobertura cercanos al 0%). Los efectos de la severidad del fuego sobre la resiliencia a corto plazo de la vegetación difirieron entre los tipos de ecosistemas y los estratos verticales, por lo que estos resultados pueden

Resultados – Artículo III

constituir un punto de partida para la evaluación de la influencia de la severidad del fuego y de la composición y estructura de la vegetación sobre la resiliencia del ecosistema.



Fotografía de grupo de investigación GEAT

Artículo IV

Efectos a corto plazo de la severidad del fuego sobre la multifuncionalidad del ecosistema en el noroeste de la península ibérica

Short-term effects of burn severity on ecosystem multifunctionality in the northwest Iberian Peninsula

Sara Huerta¹, Elena Marcos¹, Víctor Fernández-García^{1,2}, Leonor Calvo¹

¹ Área de Ecología, Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental, Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales, Universidad de León, 24071 León, España

² Instituto de Geografía y Sostenibilidad, Facultad de Geociencias y Medioambiente, Universidad de Lausana, Géopolis, CH-1015 Lausana, Suiza

Artículo publicado en *Science of the Total Environment* 844 (2022), 157193

<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157193>

Resumen

Los incendios forestales severos provocan importantes cambios en la vegetación y en las propiedades del suelo en los ecosistemas Mediterráneos. El objetivo de este trabajo fue evaluar la multifuncionalidad del ecosistema mediante el estudio de los efectos a corto plazo de la severidad del fuego sobre diferentes funciones y servicios ecosistémicos. Seleccionamos el incendio forestal de Cabrera (2017) en el noroeste de España. La severidad del fuego se cuantificó mediante el índice CBI (Composite Burn Index), diferenciando cuatro categorías: no quemado, severidad baja, severidad moderada, y severidad alta. Establecimos un total de 126 parcelas de campo, donde un año después del incendio se evaluó la vegetación y se tomaron muestras de suelo para el análisis de propiedades químicas, bioquímicas, y microbiológicas. Se utilizaron imágenes Sentinel-2 para obtener variables biofísicas de la vegetación. Las variables de vegetación y de suelo se utilizaron directamente como indicadores, o se emplearon en el cálculo de otros indicadores, que fueron estandarizados y seleccionados para definir funciones y servicios del ecosistema: (1) actividad fotosintética, fertilidad del suelo, ciclo de nutrientes, y calidad del suelo (servicio ecosistémico de soporte); (2) producción de pastos para el ganado y producción de leña (servicio ecosistémico de aprovisionamiento); (3) regulación climática y protección contra la erosión (servicio ecosistémico de regulación); y (4) diversidad de especies leñosas y valor estético (servicio ecosistémico cultural). La combinación de estas funciones y servicios definió la multifuncionalidad del ecosistema. Los principales resultados mostraron que la severidad del fuego afectó negativamente a la mayoría de las funciones del ecosistema, así como a los servicios ecosistémicos de soporte, aprovisionamiento, y regulación y, por tanto, a la multifuncionalidad del ecosistema. Sin embargo, la función de fertilidad del suelo aumentó significativamente con la severidad alta, mientras que las funciones de diversidad de especies leñosas y de valor estético y, en consecuencia, el servicio ecosistémico cultural, solo disminuyeron bajo el efecto de la severidad moderada. Estos resultados proporcionan un punto de partida para estudiar los efectos de la severidad del fuego desde un enfoque multifuncional en los ecosistemas Mediterráneos.



Fotografía de grupo de investigación GEAT

Artículo V

Los tratamientos de mulching favorecen la recuperación de la multifuncionalidad del ecosistema tras un gran incendio forestal en el noroeste de España

Mulching treatments favour the recovery of ecosystem multifunctionality after a large wildfire in Northwest Spain

Elena Marcos¹, Sara Huerta¹, Víctor Fernández-García^{1,2}, Iván Prieto¹, Rayo Pinto¹, Gemma Ansola¹, Luis Saénz de Miera³, Leonor Calvo¹

¹ Área de Ecología, Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental, Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales, Universidad de León, 24071 León, España

² Instituto de Geografía y Sostenibilidad, Facultad de Geociencias y Medioambiente, Universidad de Lausana, Géopolis, CH-1015 Lausana, Suiza

³ Área de Genética, Departamento de Biología Molecular, Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales, Universidad de León, 24071 León, España

Artículo publicado en ***Advances in Forest Fire Research***, Chapter 4 - Risk Assessment. (2022). En: Viegas D.X., Ribeiro L.M. (Eds.). 1234-1239. ADAI/CEIF, Universidad de Coimbra: Coimbra, Portugal

http://dx.doi.org/10.14195/978-989-26-2298-9_187

Resumen

Los incendios forestales son un fenómeno muy extendido en los bosques de la Cuenca Mediterránea, pero su riesgo y severidad han aumentado en las últimas décadas. Los tratamientos post-incendio son medidas que ayudan a recuperar la vegetación quemada y su funcionalidad, pero actualmente se desconoce hasta qué punto contribuyen también en la recuperación de la funcionalidad del suelo. El principal objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de los tratamientos post-incendio sobre la multifuncionalidad del ecosistema tras un gran incendio forestal en la sierra de Cabrera en 2017 (NO de España) donde se quemaron cerca de 10.000 ha. A finales de 2017 y durante 2018, la administración aplicó diferentes tratamientos post-incendio en las zonas afectadas por la alta severidad del fuego: (1) mulching de paja, (2) restos leñosos, y repoblaciones mecánicas mediante (3) subsolado y (4) ahoyado. En cada tratamiento establecimos diez parcelas de 2 m x 2 m, así como diez parcelas adyacentes quemadas sin tratamiento (controles). Cuatro años después del incendio (2021) recogimos una muestra de suelo compuesta de cada parcela. Calculamos el servicio ecosistémico de soporte como la media estandarizada del nitrógeno mineral (NH_4^+ y NO_3^-) y P disponible (fertilidad del suelo), las actividades enzimáticas β -glucosidasa, ureasa, y fosfatasa ácida (ciclo de nutrientes), y el C de la biomasa microbiana (calidad del suelo). El servicio ecosistémico de regulación se midió como la media estandarizada del C orgánico total del suelo (regulación climática), la repelencia al agua del suelo (regulación del agua), y la agregación del suelo (protección contra la erosión). La multifuncionalidad del ecosistema se calculó a través de la media estandarizada de todas las funciones evaluadas. La aplicación del mulching de paja y de los restos de madera ejerció un efecto positivo sobre el servicio ecosistémico de regulación en relación con las parcelas quemadas sin tratar. La repoblación mediante ahoyado no tuvo ningún impacto, pero el subsolado disminuyó el servicio de regulación respecto a las zonas quemadas sin actuación. Los tratamientos post-incendio no tuvieron ningún efecto sobre el servicio ecosistémico de soporte. El mulch de paja, los restos leñosos, y la repoblación mediante ahoyado mejoraron la multifuncionalidad del ecosistema en comparación con los métodos de subsolado. Estos resultados muestran que los tratamientos de estabilización post-incendio, en particular el acolchado de paja, tienen un impacto

Resultados – Artículo V

positivo significativo sobre el servicio de regulación, y son medidas efectivas para restaurar la multifuncionalidad del ecosistema, ayudando a desarrollar decisiones efectivas basadas en la gestión para la recuperación de los servicios del ecosistema y en el funcionamiento después de grandes incendios forestales.

6. CONCLUSIONES

Efectos de la severidad del fuego sobre la resistencia de propiedades físicas, químicas, y bioquímicas del suelo en diferentes ecosistemas forestales (Artículo I).

Las actividades enzimáticas del suelo fueron las propiedades menos resistentes al fuego, mostrando cambios incluso en zonas afectadas por severidades bajas. Sin embargo, se observó que las propiedades químicas más resistentes fueron el carbono total, el carbono orgánico total, y el Na^+ intercambiable. Respecto a las propiedades físicas, la resistencia del diámetro medio de los agregados del suelo se redujo con el aumento de la severidad del fuego. Analizando los diferentes tipos de ecosistemas, se observó que, para un mismo nivel de severidad, los robledales fueron los más resistentes al cambio de las propiedades químicas del suelo, mientras que las propiedades físicas y bioquímicas fueron más resistentes en aulagares. Así pues, se identificó a las actividades enzimáticas como las propiedades del suelo menos resistentes y más sensibles a la severidad en ecosistemas forestales recién quemados.

Efectos de la severidad del fuego sobre la capacidad de regeneración natural post-fuego de la vegetación, evaluada a través de los rasgos funcionales de las plantas en zonas con distinta composición de especies y condiciones climáticas (Artículo II).

La influencia de las condiciones climáticas sobre la regeneración natural post-incendio se manifestó en que la zona con un clima más frío y húmedo experimentó un aumento general de la cobertura de la vegetación bajo el efecto de la severidad alta en relación con las severidades bajas y moderadas. En general, los rasgos de las especies que presentaron una mejor recuperación a corto plazo en estas zonas fueron el área foliar específica alta, el rebrote vegetativo, y la germinación estimulada por el calor. En la zona más cálida y seca se observó un efecto negativo significativo de la severidad del fuego sobre la recuperación de la vegetación. Pese a esto, las especies fijadoras de N_2 , las facultativas, y aquellas con germinación estimulada por el calor respondieron mejor a la severidad alta en estas zonas.

Influencia de la severidad sobre la resiliencia de la comunidad, analizada mediante los cambios en la estructura de la vegetación y en la composición de especies en diferentes ecosistemas forestales (*Artículo III*).

Se documentaron efectos diferenciales de la severidad del fuego en función del tipo de ecosistema y de los estratos verticales de la vegetación. En concreto, todos los ecosistemas mostraron una elevada resiliencia del estrato inferior de la vegetación (0 – 0.5 m) en las zonas quemadas con severidad baja. La resiliencia en los ecosistemas de aulagar y brezal estuvo marcada principalmente por la rápida recuperación de la vegetación herbácea. En los ecosistemas de piornal y robledal, las especies leñosas dominantes contribuyeron de forma importante a la resiliencia de su estrato inferior, especialmente bajo severidades moderadas y altas. A pesar de esto, la resiliencia a corto plazo de los ecosistemas de piornal y robledal se redujo en los estratos más altos, resultando negativamente afectada por la severidad del fuego. De este modo, tanto la severidad del fuego, como la estructura de la vegetación y la composición de especies, influyeron sobre la resiliencia de los ecosistemas después del incendio.

Cambios ocasionados por la severidad del fuego sobre las funciones, los servicios, y la multifuncionalidad del ecosistema, evaluada mediante variables funcionales y estructurales del suelo y de la comunidad vegetal (*Artículo IV*).

En general, se observó un efecto negativo a corto plazo de la severidad del fuego sobre múltiples funciones del ecosistema, tales como la actividad fotosintética, el ciclo de nutrientes, la calidad del suelo, la producción de pastos para el ganado, la producción de leña, la regulación climática, y la protección contra la erosión, lo cual afectó de forma negativa a los servicios ecosistémicos de soporte, aprovisionamiento, y regulación. Esto supuso la pérdida de multifuncionalidad del ecosistema con el aumento de la severidad del fuego. A pesar de este patrón general, la función de fertilidad del suelo mostró una fuerte relación positiva con la severidad alta debido a que la disponibilidad de nutrientes para las plantas suele incrementarse con el aumento de las temperaturas.

Efectos de las estrategias de restauración post-incendio sobre la resiliencia de la multifuncionalidad del ecosistema (*Artículo V*).

Conclusiones

Las estrategias de restauración post-incendio orientadas a estabilizar el terreno afectado por el fuego, principalmente el acolchado de paja, ejercieron una importante influencia sobre la recuperación de la multifuncionalidad del ecosistema a los cuatro años del incendio. En concreto, tanto la aplicación de mulch de paja como de restos de madera aumentaron el servicio ecosistémico de regulación, mientras que las repoblaciones mediante subsolado y ahoyado no favorecieron la recuperación de este servicio. Ninguno de los tratamientos ejerció efectos sobre el servicio ecosistémico de soporte. El conocimiento de las medidas de gestión post-incendio que permiten una mejor recuperación de las funciones y servicios del ecosistema es una herramienta esencial en el marco actual de incendios forestales en la Cuenca Mediterránea.

Fotografía final de Sara Huerta del Gallego



