

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/367339905>

Efecto del fuego en los ecosistemas: Resultados de quemas experimentales en espacios protegidos

Chapter · January 2023

CITATIONS

0

READS

89

27 authors, including:



Javier Madrigal

Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria

94 PUBLICATIONS 1,178 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Juncal Espinosa

Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria

17 PUBLICATIONS 94 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



J. Manuel Vidal-Cordero

Doñana Biological Station

26 PUBLICATIONS 54 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Francisco Carro

Spanish National Research Council

66 PUBLICATIONS 501 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



SCALyFOR. Forest management facing the change in forest ecosystems dynamics: a multiscale approach [View project](#)



Revista digital LaMarabunta [View project](#)

EFECTOS DEL FUEGO EN LOS ECOSISTEMAS: RESULTADOS DE QUEMAS EXPERIMENTALES EN ESPACIOS PROTEGIDOS

Javier Madrigal. ICIFOR, INIA-CSIC/UPM.
Juncal Espinosa. Universidad Valladolid.
José Manuel Vidal-Cordero. EBD-CSIC.
Francisco Carro. EBD-CSIC.
José Almodóvar. JCCM.
José F. Mateo. JCCM.
Francisco Senra. INFOCA-Junta Andalucía.
Mauricio Martín. INFOCA-Junta Andalucía.
José C. Muñoz-Reinoso. Universidad Sevilla.
Sergio A. Prats. Universidad Évora.
Pablo Martín-Pinto. Universidad Valladolid.
Enrique Jiménez. CIF-Lourizán, Xunta Galicia.
Teresa Fontúrbel. CIF-Lourizán, Xunta Galicia.
José A. Vega. CIF-Lourizán, Xunta Galicia.
Daniel Moya. UCLM.
Jorge de las Heras. UCLM.
Manuel Lucas-Borja. UCLM.
Mercedes Guijarro. ICIFOR, INIA-CSIC.
Cristina Carrillo-García. ICIFOR, INIA-CSIC /UPM.
Carmen Hernando. ICIFOR, INIA-CSIC.
Ana C. de la Cruz. ICIFOR, INIA-CSIC.
Xosé Pardavila. EBD-CSIC.
Ricardo Díaz-Delgado. EBD-CSIC.
Fernando Montes. ICIFOR, INIA-CSIC.
David González. TRAGSA.
Antonio López-Santalla. Organismo Autónomo Parques Nacionales.
Xim Cerdá. EBD-CSIC.

Introducción

Los efectos del fuego en los ecosistemas mediterráneos dependen de la intensidad, severidad, frecuencia, época del año, extensión y tipo de fuego, en definitiva, del régimen de incendios o pyroma del bioma sometido a esta perturbación (Archibald et al. 2013). Los organismos se han visto afectados por cambios a lo largo del tiempo, por lo que muchas de las especies han desarrollado diversas estrategias de supervivencia a los incendios forestales. Las especies vegetales principalmente se han adaptado mediante dos mecanismos: el rebrote y la supervivencia por

semillas. Por su parte, las especies animales, dependiendo de su tamaño, hábitat y capacidad de desplazamiento, suelen evitar la perturbación enterrándose o huyendo, de tal forma que los ejemplares o comunidades supervivientes dependen, en gran medida, de la severidad del fuego que condicionará el recurso alimenticio disponible a corto plazo. En los últimos años se han venido estudiando los efectos de la severidad del fuego sobre el suelo y la vegetación, sobre todo por el desarrollo de herramientas satelitales que permiten generar cartografía a escala de paisaje. Se han elaborado guías metodológicas que aplican estos conocimientos a los tratamientos de emergencia post-incendio (Vega et al. 2013) y a la toma de decisiones en la restauración (Alloza et al. 2014). No obstante, existen aún dificultades importantes para estimar de forma remota los efectos del fuego en el suelo. Además, se desconocen los efectos del fuego en componentes tan importantes del sistema como los hongos y micorrizas, bacterias, artrópodos y micromamíferos, dependientes del bioma del suelo y de la vegetación afectada por el incendio (Certini et al. 2021)

La comprensión de cómo la fauna responde al fuego y el papel evolutivo de este sobre los animales todavía es muy reducida (Pausas y Parr 2018, Nimmo et al. 2019). De igual forma la escasa bibliografía sobre los efectos en la fauna, como depredadores o herbívoros (Geary et al. 2020, Doherty et al. 2022, Rouet-Leduc et al. 2021) es sobre ecosistemas muy distantes de la Red Natura española.

En el caso de los artrópodos, éstos son capaces de responder más rápidamente a los cambios ambientales generados por el fuego que las plantas y los vertebrados (Kremen et al. 1993) debido a que, en general, presentan tiempos de generación cortos, tasas de reproducción altas y muestran menos efectos competitivos que los vertebrados de vida larga con tasas de reproducción bajas (Samways 1993). Sin embargo, la gran riqueza de artrópodos existentes va acompañada también de una gran diversidad de respuestas al fuego (New 2014), lo que hace su estudio más complejo. Así, la mayoría de trabajos se centran en uno o dos grupos taxonómicos: por ejemplo, hormigas y arañas (Underwood and Quinn 2010, Vidal-Cordero et al. 2022), abejas (Bogusch et al. 2015, Lazarina et al. 2016) o escarabajos (Rodrigo et al. 2008, Moretti et al. 2010). Evaluar la rápida respuesta de los artrópodos a las perturbaciones permite su uso como indicadores tempranos del cambio y puede ayudar a los planes de gestión y conservación del ecosistema afectado (Kremen et al. 1993, Lawes et al. 2005).

Los ecosistemas adaptados al fuego tienen un fuerte potencial de autosucesión en presencia de un determinado régimen de incendios, pero su exclusión puede suponer importantes alteraciones y consecuencias, como el excesivo envejecimiento de los ejemplares y la desaparición de especies del estrato herbáceo por la fuerte acumulación de biomasa y cobertura de la vegetación arbustiva y arbórea. Este proceso es común en espacios naturales protegidos españoles donde la extinción de incendios naturales elimina este proceso del sistema. En este contexto, existen propuestas para incluir “incendios prescritos” en la gestión de estos ecosistemas, que en ocasiones se pueden utilizar para reemplazar el papel de los incendios

forestales (Pausas y Keeley 2009). Con esta actuación, el fuego se convierte una herramienta de gestión para lograr objetivos de conservación y restauración de hábitat, aunque en España ha sido poco explorada (p. ej., Life Pinassa <https://lifepinassa.eu/?lang=es>, Life Montserrat <https://lifemontserrat.eu/es/>, Interreg Open2Preserve <https://open2preserve.eu/>).

La bibliografía sobre los efectos de las quemas prescritas en diferentes parámetros del ecosistema es abundante y en los últimos años, en nuestro país, también se han desarrollado estudios financiados por diferentes proyectos de investigación europeos (p. ej., Fireparadox, Fume), nacionales (p. ej., GEPRIF www.proyectogeprif.es) y organismos de gestión ministerial (González Sancho *et al.* 2020) que están generando resultados científicos y técnicos aplicados al manejo integral del fuego en nuestros ecosistemas, así como información sobre los efectos del fuego de baja intensidad. La mayoría de la bibliografía resultante coincide con la existente en otros ecosistemas y es un hecho bastante contrastado que las quemas de baja intensidad permiten regular la carga de combustible, siendo su efecto amortiguado por los ecosistemas en períodos asumibles desde el punto de vista ecológico, al menos para la vegetación y el suelo, que puede oscilar entre unos meses y varios años. La repetición de tratamientos en la misma zona es más controvertida porque se han detectado efectos adversos en las reservas de carbono en el suelo (Fontúrbel *et al.* 2021). En cualquier caso, hay consenso en considerar que los efectos de las quemas prescritas presentan menores impactos que los que suponen los incendios de alta intensidad (Fernandes 2015) y que sería necesario quemar de forma prescrita una superficie importante (relaciones 1:4-1:5 de la superficie promedio anual quemada en incendios) en un área/comarca concreta para garantizar una reducción significativa de la severidad del fuego y el área quemada (Davim *et al.* 2022).

Teniendo en cuenta estos resultados previos y en el contexto de proyectos de investigación nacionales (Madrigal *et al.* 2022a) y el proyecto INTERREG POCTEP CILIFO (www.cilifo.eu), se ha abordado el reto de utilizar fuegos experimentales para gestionar ecosistemas RN2000 reduciendo el peligro de incendios. Se presentan los resultados de dos tipos de ecosistemas contrastados, uno arbolado en la Serranía de Cuenca y otro de matorral en el emblemático Parque Nacional de Doñana, en los que se han abordado enfoques diferentes y en los que, por primera vez, se han llevado a cabo experimentos de quema con objetivos científicos en sendos espacios protegidos.

Quemas experimentales en Red Natura 2000

Pinares de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* (Serranía de Cuenca, RN 2000 ZEPA ES000162, RN 2000 LIC ES4230014)

El área de trabajo se localiza en la parte alta de la serranía de Cuenca (sistema Ibérico; SE de la Península Ibérica). Se seleccionaron dos zonas: una masa mixta de *Pinus nigra* Arn. ssp. *salzmannii* (89±11% del número de pies) y *Pinus pinaster*

Ait. (11±11% en número de pies) en las cercanías de la localidad de El Pozuelo; y una masa pura de *P. nigra* en la localidad de Beteta. Se trata de rodales de 40-50 años de edad, con densidades entre 600 y 1.200 pies ha⁻¹, fracciones de cubierta entre 60-100%, altura media de 12,5 m, altura de copa viva por encima de los 6 m y diámetro normal medio de 19 cm. La altitud promedio de la zona es de 1.294 m s.n.m., seleccionando parcelas con una pendiente media del 3 al 10% a fin de eliminar la variable topográfica del diseño experimental. El clima de la zona se clasifica como mediterráneo húmedo, presentando principalmente suelos calcáreos (Lucas-Borja *et al.* 2017). La mayoría de las masas forestales de la zona proceden de pinares naturales de la región de procedencia de “Serranía de Cuenca”. Presentan un sotobosque con matorral disperso compuesto eminentemente por *Cistus laurifolius*, *Genista tridentatum*, *Prunus spinosa* y herbáceas vivaces dominadas por *Arrhenatherum bulbosum* y *Bupleurum rigidum*. La carga de hojarasca inicial era moderada, entre 0,35 y 0,59 kg m⁻² para El Pozuelo y Beteta respectivamente.

Se dispuso de una red de 9 parcelas (50 m × 50 m) por cada sitio experimental (masa mixta de El Pozuelo y masa pura de Beteta) siguiendo un diseño completamente aleatorio. Para determinar el efecto de la época de quema frente a la ausencia de intervención, se estableció un total de tres tratamientos por sitio (parcelas sin quemar, parcelas quemadas en primavera y parcelas quemadas en otoño) con tres réplicas por cada tratamiento (n=18 parcelas). Las parcelas eran representativas del área de estudio y homogéneas en cuanto a estructura y composición de la masa. Las quemas se ejecutaron por el personal del Plan INFOCAM en mayo y noviembre de 2016 (Figura 1 a). El diseño se completó con quemas realizadas en verano (junio de 2019 y agosto de 2020) cuyos datos están aún en fase de análisis (Madrigal *et al.* 2022a), a fin de relacionar el efecto de la estación del año de realización de la quema y los efectos ecológicos del fuego.

Matorrales mixtos esclerófilos (Parque Nacional de Doñana RN ES0000024)

El Espacio Natural de Doñana incluye el Parque Nacional, el Parque Natural y las zonas de protección, siendo la Reserva Biológica (RBD) la zona con mayor grado de protección. Doñana está considerada como un *hotspot* de biodiversidad (Martín-López *et al.* 2010) y uno de los humedales más importantes de Europa. El clima de Doñana es de tipo mediterráneo con influencia atlántica, una precipitación anual media de 550 mm y una temperatura media de 17°C. Las precipitaciones presentan un pico otoño-invernal y un segundo pico primaveral, siendo las precipitaciones muy escasas entre junio y septiembre.

La RBD alberga una representación de los ecosistemas más característicos de Doñana como son las marismas, las dunas móviles y las arenas estabilizadas. El área de estudio se sitúa en las arenas estabilizadas; éstas presentan una topografía ondulada debido a su origen dunar, y a lo largo del gradiente topográfico se desarrollan distintas comunidades vegetales en respuesta a la disponibilidad de agua (Allier *et al.* 1974, Muñoz-Reinoso y García Novo 2005). Las arenas estabilizadas están dominadas por un matorral mediterráneo dominado por especies de las familias

Cistaceae, *Lamiaceae* y *Ericaceae*. El extremo más seco del gradiente lo constituye el **monte blanco**, dominado por germinadoras con fuerte adaptación al fuego como cistáceas (*Cistus libanotis*, *Halimium calycinum*, *H. halimifolium*) y labiadas (*Salvia rosmarinus*, *Lavandula stoechas*, *Thymus mastichina*), con *Stauracanthus genistoides* (rebrotadora, *Fabaceae*). El extremo húmedo lo constituye el brezal o **monte negro**, con rebrotadoras (*Erica scoparia* y especies de matorral noble) y algunas germinadoras (*Calluna vulgaris*). Entre ambas comunidades se desarrolla un matorral de características intermedias (**monte intermedio**) dominado por *H. halimifolium* y *Ulex australis*, acompañadas por especies de ambos extremos del gradiente (Muñoz-Reinoso 2009).

Ante la falta de sucesión hacia etapas más maduras (alcornocal), estos matorrales presentan serios problemas de senescencia, con gran cantidad de biomasa muerta acumulada, lo que genera un alto riesgo de incendio forestal. Además, esta necromasa impide el crecimiento de herbáceas que son la base alimenticia de los herbívoros y particularmente del conejo, presa clave para especies amenazadas como el lince ibérico (*Lynx pardinus*) y el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*). Con este objetivo, se planteó por primera vez un diseño experimental con criterio científico que pudiera servir a los gestores del espacio protegido en la toma de decisiones futuras en relación con la posible inclusión del fuego como herramienta de gestión.

El diseño experimental consistió en 4 bloques que incluían parcelas de 1 ha (100 m × 100 m) quemadas y sus correspondientes parcelas control, para así comparar el efecto de la quema como tratamiento. Con objeto de que la muestra fuera representativa de los matorrales del parque nacional se han incluido parcelas de monte blanco (bloque 1), monte intermedio (bloque 2) y monte negro (bloques 3 y 4). Finalmente se quemaron únicamente las parcelas de los bloques 1, 2 y 4, con lo que el diseño experimental último consistió en 3 bloques con 3 parcelas tratadas y monitorizadas (Figura 2 a), y 3 parcelas control que fueron quemadas en octubre de 2020 por personal del Plan INFOCA (Madrigal *et al.* 2022b).

Efectos del fuego en ecosistemas RN2000

Régimen térmico en el suelo, respiración del bioma y erosión

El suelo es el elemento del ecosistema que suele ser más vulnerable al efecto del fuego, por tanto, donde más hay que vigilar el aumento de la temperatura y, sobre todo, el tiempo de residencia para que no exceda los límites que implican daños en el bioma por excesivo consumo de materia orgánica.

La temperatura registrada en los termopares situados a diferentes profundidades (capa de hojarasca, mantillo y suelo) muestra que no se alcanzaron valores elevados que pudiesen afectar a las principales características del suelo, ni en las quemadas llevadas a cabo en pinares de Cuenca ni en las de matorrales de Doñana. En pinares,

la media de las temperaturas máximas obtenidas en la superficie del suelo fue de 25°C, inferiores a 17°C a 2 cm de profundidad. Las temperaturas máximas medias fueron de 199°C en El Pozuelo y de 311°C en Beteta, y las observadas entre la hojarasca y el mantillo, de 100°C en El Pozuelo y de 130°C en Beteta. En Doñana, se registraron entre la capa de hojarasca y la capa de mantillo temperaturas máximas, en algunas estaciones de muestreo, entre 95 y 434°C de forma puntual. No obstante, las temperaturas fueron bajas, por debajo de 50°C, en todos los puntos de muestreo (n=15), en el suelo mineral (a 2 y 5 cm de profundidad bajo del mantillo) en todas las estaciones muestreadas excepto en una que alcanzó 176°C. Estas temperaturas máximas se mantuvieron menos de un minuto en todos los casos.

El análisis de la respiración del suelo en la zona de estudio de Cuenca indicó que las variables más significativas que explican la variabilidad fueron la cobertura de vegetación y el efecto de la quema. De esta manera se observó que en zonas de baja cobertura vegetal el flujo es significativamente menor ($0,33 \pm 0,03 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) que en zonas bajo arbolado ($0,42 \pm 0,03 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). También se apreció un aumento significativo del flujo tras la quema ($0,34 \pm 0,02$ y $0,43 \pm 0,04 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, respectivamente). Respecto a la hidrofobicidad, estimada mediante el tiempo de penetración de una gota de agua en el suelo, el análisis de varianza realizado indicó un aumento de los valores debido a la quema en ambas zonas de estudio, siendo mucho más acusado este aumento en Beteta, aunque dicho efecto parece desaparecer tan solo dos meses tras la quema. En el caso de Doñana, la hidrofobicidad (Figura 2 c) pasó de clase 0 en la superficie del suelo antes de las quemadas (valor mediano hidrofílico, o ausencia de repelencia en un total de 394 mediciones) a ser de clase 5 (o moderadamente repelente en 228 mediciones, en una escala de 0 a 9) según el método MED de medición de la repelencia por la molaridad de etanol con gotas de agua (Malvar *et al.* 2016). También se observó un aumento de la infiltración en los primeros meses, siendo la tendencia de las parcelas control a la disminución de esta variable, no presentando diferencias tres meses después del tratamiento. Por tanto, la erosión puntual que pudiera existir tras el tratamiento por efecto de hidrofobicidad se diluye en un breve espacio de tiempo.

En el caso de Doñana, con suelos arenosos y terreno llano, no había previsión de erosión hídrica; no obstante, la presencia de brisas marinas continuadas planteó la hipótesis de una posible erosión eólica (figura 2 c). Para evaluar este efecto se diseñó, por primera vez, un dispositivo experimental para la recogida de polvo en suspensión a diferentes alturas, que se instaló tanto en parcelas quemadas como en parcelas no quemadas. La información preliminar obtenida indica que existe un incremento puntual de la erosión eólica (mayor desprotección del suelo mineral) por efecto de la quema a los 10 cm de altura, con movilización de $12,3 \text{ g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ durante los primeros 6 meses posteriores a la quema. En comparación, la zona no quemada registró valores de solo $5 \text{ g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$. A pesar de las diferencias, estos valores de movilización son pequeños si los comparamos con los 100-8.000 $\text{g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ de las zonas incendiadas de Australia, usando un método similar, y aún los 16 $\text{g m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ en las zonas control no quemada (Jeanneau *et al.* 2019). Al ser un tema escasamente investigado a nivel mundial, se sugiere el desarrollo de más estudios

donde se apliquen quemas en ecosistemas de dunas costeras, dunas estabilizadas o zonas arenosas de interior expuestas a vientos.

Efectos en el desfronde del arbolado, área foliar y nutrición foliar (pinares)

Por primera vez en Europa se ha llevado a cabo una monitorización mensual de la biomasa de desfronde (Figura 1 b) tras la ejecución de quemas prescritas bajo arbolado (El Pozuelo y Beteta), utilizando un diseño experimental que sigue las recomendaciones del manual de la UNECE-ONU (Ukonmaanaho *et al.*, 2016; Espinosa *et al.* 2018; Espinosa *et al.* 2020a).

Los datos obtenidos señalan que la quema prescrita, tanto la ejecutada en primavera como en otoño, tiene un efecto limitado a medio plazo (que disminuye progresivamente con el paso del tiempo) sobre la dinámica de desfronde (en términos de cantidad y contenido de nutrientes) en masa mixtas de *Pinus nigra* y *P. pinaster* y puras de *P. nigra*. Además, se observa que la variabilidad en el desfronde se ve afectada por la composición y características de la masa, apuntando a que la masa mixta podría amortiguar el efecto del fuego. Junto con el tipo de masa, la época en que se realiza la quema prescrita (primavera u otoño) también parece influir en la dinámica de desfronde. La fracción de inflorescencias se reduce de manera significativa después de la quema prescrita de primavera en las dos masas, lo que advierte de potenciales daños en la copa, que inhiben la producción de flores. Por el contrario, no se han encontrado variaciones significativas en el carbono, macro y micronutrientes foliares entre parcelas quemadas y no quemadas, con lo que se puede afirmar que no existió deficiencia foliar durante el experimento; este dato también se confirmó a través del análisis del Índice de Área Foliar que se realizó con el dispositivo ForeStereo® (Figura 1 d) durante el primer año de estudio en las parcelas quemadas en primavera. El análisis estadístico utilizando modelos espacio-temporales (Espinosa *et al.* 2020b) mostró que determinados eventos meteorológicos, como nevadas y tormentas, en los meses posteriores a la quema, incrementan el desfronde en las parcelas quemadas, lo que resalta la necesidad de monitorizar y evaluar bien este tipo de quemas en climas de media y alta montaña.

Efectos en la supervivencia del cambium y los crecimientos de los árboles (pinares)

En general, no se alcanzaron temperaturas letales (>60°C) a la profundidad del cambium, excepto en algunos ejemplares dominados con espesores de corteza inferiores a 1 cm, donde se registraron regímenes térmicos más severos. Se observaron temperaturas superiores a 40°C al nivel de los tejidos vivos que podrían generar estrés a corto plazo en una proporción de pies aproximado del 10% en las quemas efectuadas a primera hora de la mañana con temperaturas exteriores de 10 a 15°C, y hasta un máximo del 60% de los pies en las quemas efectuadas en las horas centrales del día con temperaturas exteriores de 25°C. No obstante, la evaluación de los crecimientos en años posteriores (Espinosa *et al.* 2021) no mostró diferencias significativas entre tratamientos (Figura 1 c), con lo que

se asume que la protección de la corteza fue eficaz (evaluación mediante resistómetro patentado por INIA-CSIC, Figura 1 d), según como se estableció en la prescripción y de acuerdo con la resistencia al fuego de los pinares que recomiendan quemar con un espesor mínimo de corteza entre 1,7-2,0 cm (Madrigal *et al.* 2019, Espinosa *et al.* 2020c).

Efectos en el bioma del suelo y hongos micorrícicos

Existe un creciente interés en el estudio de las comunidades fúngicas y su relación con el fuego en ecosistemas mediterráneos. Este interés es, en parte, debido a los múltiples servicios ecosistémicos que pueden proporcionar para el funcionamiento de los sistemas forestales (Tomao *et al.* 2020); y en parte, debido al aumento de la frecuencia y severidad de los incendios en este marco.

El estudio llevado a cabo en los pinares de Beteta 4 años después de la quema prescrita (Vázquez-Veloso *et al.* 2022) y 1 año después en Doñana (Espinosa *et al.* 2022, en revisión), revelaron que no hubo diferencias significativas en la riqueza y abundancia de la comunidad fúngica entre parcelas quemadas y no quemadas, ni tampoco entre la época de quema (primavera y otoño) en el caso de Beteta. Estos datos fueron obtenidos a partir del análisis del micelio de suelo utilizando métodos fisicoquímicos y de ADN genómico de alta calidad. Respecto a los grupos funcionales, los hongos ectomicorrícicos (ECM) y los saprótrofos fueron los más representativos. En el caso de los hongos ECM no se apreciaron diferencias sustanciales entre tratamientos (quemado y no quemado) en términos de riqueza, ni en el diseño experimental de Beteta ni en Doñana. Como se ha comentado, la correcta prescripción evitó sobrecalentamientos excesivos a nivel de suelo que podrían haber motivado alteraciones significativas; lo que también sugiere una adaptación de este grupo a fuegos recurrentes de baja intensidad a través de distintas estrategias, como puede ser la presencia de esporas resistentes. Por su parte, los hongos saprótrofos, suelen tener una tasa de recuperación más rápida que otros grupos tróficos tras la perturbación del fuego, favorecidos por el aumento de la materia muerta. En lo que se refiere a la abundancia de los hongos comestibles, en los pinares de Beteta, el género *Rhizopogon*, *Russula* y *Tuber* no muestran diferencias entre tratamientos, mientras que el género *Suillus* muestra una abundancia significativamente menor en la quema de primavera respecto a la de otoño, aunque no se encontraron diferencias significativas entre parcelas quemadas y no quemadas. En el caso de Doñana, los géneros dominantes fueron *Cortinarius* y *Rhizopogon* destacando que la red de micelio de este tipo de especies también podría desempeñar un papel en la reducción de la erosión del suelo tras las primeras lluvias después de un incendio forestal (Martin-Pinto *et al.*, 2022).

Efectos en la regeneración de la vegetación (matorrales)

En el estudio realizado en Doñana se identificaron un total de 37 especies diferentes, con 1.385 plantas intersectadas en los transectos lineales establecidos en las parcelas (Figura 2 c). Los datos mostraron que, a corto plazo, el ecosistema de matorral mixto tiene una dinámica de autosucesión, con una presencia más significativa de herbáceas en el primer año tras la quema. Los índices de riqueza y diversidad analizados muestran un aumento

en las parcelas quemadas, pero sin diferencias significativas con las parcelas testigo. En cuanto a los tipos funcionales, las especies germinadoras tienen un mayor porcentaje de presencia que las rebrotadoras en todas las parcelas, ya que el fuego activó el banco de semillas de las cistáceas y las herbáceas anuales. En cambio, las rebrotadoras presentaron mayores alturas y desarrollo 6 meses tras la quema. En relación con la eficacia preventiva, como era esperable, se vio que la altura media de la vegetación de las parcelas quemadas fue muy inferior a las parcelas control y que la cobertura fue significativamente menor en las parcelas quemadas en el primer semestre tras la quema.

Efectos en la fauna silvestre

Hormigas

Tras las quemas de Doñana de 2020, se muestrearon mensualmente artrópodos durante un año con trampas de caída (*pitfall*) y se identificó un total de 25 especies de hormigas en las parcelas quemadas, y 20 especies en las respectivas parcelas control (Figura 2 b). En términos de abundancia, en las parcelas quemadas hay significativamente más individuos que en las parcelas control, y en todas se observa una marcada estacionalidad, con los máximos en mayo y junio. Respecto a la diversidad, aunque es superior en las parcelas quemadas, las diferencias no son significativas. Todo esto indica que las quemas no tuvieron un efecto negativo sobre las poblaciones de hormigas. Ello puede ser debido a que la mayoría de las especies nidifican en el suelo a una profundidad igual o superior a los 20 cm, con lo que el fuego no afecta a la supervivencia inmediata de las colonias, aunque puede afectarles a medio-largo plazo por la reducción del alimento disponible.

Mamíferos

En el estudio de la fauna silvestre de mamíferos se centró en las comunidades de micromamíferos, quirópteros y conejos. Para los datos a corto plazo durante el año 2021 y 2022 de seguimiento de micromamíferos, se diseñó una malla regular de 36 trampas *Sherman* por cada parcela (quemada y control). Durante 3 noches consecutivas se revisaron las trampas a primera hora de la mañana para identificar y cuantificar la abundancia de las especies capturadas (Torre et al. 2011). En los trampeos efectuados en primavera y otoño solo se capturaron dos especies de roedores, ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*) y ratón moruno (*Mus spretus*), siendo testimoniales las capturas en las parcelas quemadas, en trampas periféricas próximas a zonas fuente. Las mayores abundancias fueron en el monte negro, siendo la especie más abundante el ratón moruno (0,064 ratones morunos/trampas/noche) seguida del ratón de campo con un índice de captura de 0,037 ratones de campo/trampas/noche. En otoño hubo una mayor abundancia que en primavera. Los efectos del fuego han sido negativos, a esta escala temporal y son un factor de perturbación a corto-medio plazo.

Para determinar la abundancia de conejo se estableció una malla regular de 36 puntos de muestreo (marcados con una piqueta de balizamiento permanente) por parcela (quemada y control), mediante conteo de excrementos de conejo en un

área de 50 cm de radio con remoción, es decir limpiando los mismos previamente. Con este diseño se pudo evaluar la evolución de la población conejos en las áreas quemadas. En una primera revisión desde junio de 2021 a septiembre de 2021 se observaron diferencias significativas, entre las parcelas quemadas y control. En la parcela de monte intermedio, se registró mayor abundancia de conejos en la zona quemada, mientras que en el monte negro la abundancia mayor fue en la zona control. Una segunda revisión que abarcó el periodo entre septiembre de 2021 y finales de mayo del 2022 siguió manteniendo diferencias significativas en el matorral intermedio con mayores abundancias en las zonas quemadas.

Los murciélagos se monitorizaron mediante el uso de detectores de ultrasonidos y se evaluó el uso que hacen las especies de murciélagos de las parcelas quemadas y control como áreas de alimentación (Ancillotto *et al.*, 2021). Se detectaron cinco especies, *Pipistrellus pipistrellus*, *P. kuhlii*, *P. pygmaeus*, *Nyctalus sp.*, *Miniopterus schebeirsii* y *Eptesiscus isabellinus*. Las especies más abundante fueron *P. pipistrellus* y *P. pygmaeus*. Debido a las limitaciones metodológicas de los sondeos acústicos, no se pudo precisar con total fiabilidad la proporción entre especies. No se observaron diferencias significativas entre las zonas quemadas y las control, como sí se ha observado en estudios similares en zonas próximas (Pardavila, 2018) posiblemente debido al escaso tamaño de las parcelas quemadas.

Mediante cámaras de fototrampeo, se detectaron también otros mamíferos como zorros y ginetas. Debido a la escasa superficie de las parcelas quemadas, y a la mayor área de campeo de estos carnívoros, estas especies pueden usar las zonas quemadas contribuyendo a la dispersión de semillas.

Conclusiones

Se considera que los trabajos descritos son experiencias pioneras que pueden servir de buena práctica en RN2000 para obtener información contrastada sobre los efectos ecológicos del fuego en ecosistemas españoles. Los resultados muestran que, tanto en los ecosistemas de arbolado como de matorral estudiados, los efectos del fuego de baja intensidad no han supuesto unos cambios muy significativos en la mayoría de los parámetros medidos, aunque algunos posibles efectos negativos en el suelo, vegetación y fauna se deben tener en cuenta en la mejora de las prescripciones de quema si finalmente se usa esta técnica como método de conservación de ecosistemas. Se considera imprescindible el fomento de las quemas prescritas a escala de gestión y la colaboración con diferentes grupos de investigación multidisciplinar para avalar científicamente estas actuaciones. Los gestores de espacios protegidos tienen una herramienta a su disposición con cada vez mejor implantación operativa que debe probarse en ecosistemas adaptados al fuego para mejorar su estado de conservación o favorecer taxones concretos vegetales o animales dependientes del fuego. Por otro lado, la labor de reducción del peligro de grandes incendios de alta severidad y/o recurrencia que comprometa la resiliencia de los ecosistemas son una prioridad en la protección de áreas RN2000 que deben estar también protegidas frente a la aparición de megaincendios.



Figura 1: Sitio experimental de quemas prescritas bajo arbolado de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* en Serranía de Cuenca (RN 2000 ZEPA ES000162, RN 2000 LIC ES4230014). (a) Ejecución y monitoreo de la quema: izquierda baja intensidad; derecha alta intensidad (b) Detalle de captadores de desfronde (c) Detalle extracción de cores para determinar efectos en crecimientos (d) Recuperación de área foliar tres años después de una quema de alta intensidad en junio de 2019: izquierda julio 2019; derecha julio 2022. Detalle de patentes INIA-CSIC para monitorizar daños y mortalidad en cambium (izquierda) y área foliar (derecha, Forestereo®)



Figura 2: Sitio experimental de quemas prescritas en Parque Nacional de Doñana (RN ES0000024). (a) Ejecución y monitoreo de la quema (b) Detalle de seguimiento de hormigas: obreras de la especie granívora *Messor maroccanus* transportando una semilla el día después de la quema prescrita (c) Análisis de suelo, micorrizas, seguimiento de vegetación y erosión eólica seis meses tras la quema (d) Detalle de trampas y capturas de mamíferos (e) Seguimiento de nidas de abejas.

Agradecimientos: Estudios realizado en el contexto de los proyectos GEPRI (RTA2014-00011-C06-01), VIS4FIRE (RTA2017-00042-C05-01 e INTERREG POCTEP 0753-CILIFO-5-E

Bibliografía

Allier, C., González Bernáldez, F., y Ramírez, L. (1974). Mapa ecológico de la Reserva Biológica de Doñana. C.S.I.C. Estación Biológica de Doñana.

Alloza, J.A., García, S., Gimeno, T., Baeza, J., Vallejo, V.R., ... y Martínez, A. (2014). Guía técnica para la gestión de montes quemados. Protocolos de actuación para la restauración de zonas quemadas con riesgo de desertificación. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 188 p.

Ancillotto, L., Bosso, L., Conti, P., y Russo, D. (2021). Resilient responses by bats to a severe wildfire: conservation implications. *Animal Conservation*, 24(3), 470-481.

Archibald S., Lehmann C.E.R., Gómez-Dans. J.L., y Bradstock R.A. (2013). Defining pyromes and global syndromes of fire regimes. *PNAS*, 110(16), 6442-6447.

Bogusch, P., Blažej, L., Trýzna, M., y Heneberg, P. (2015). Forgotten role of fires in Central European forests: critical importance of early post-fire successional stages for bees and wasps (*Hymenoptera: Aculeata*). *European Journal of Forest Research*, 134, 153–166.

Certini, G., Moya, D., Lucas-Borja, M. E., y Mastrodonato, G. (2021). The impact of fire on soil-dwelling biota: A review. *Forest Ecology and Management*, 488, 118989

Davim, D. A., Rossa, C. G., Pereira, J. M., y Fernandes, P. M. (2022). Evaluating the effect of prescribed burning on the reduction of wildfire extent in Portugal. *Forest Ecology and Management*, 519, 120302.

Doherty, T.S., Geary, W.L., Jolly, C.J., Macdonald, K.J., Miritis, V.,... y Dickman, C.R. (2022), Fire as a driver and mediator of predator–prey interactions. *Biological Reviews*, 97, 1539-1558.

Espinosa, J., Madrigal, J., De la Cruz, A.C., Guijarro, M., Jiménez, E., y Hernando, C. (2018). Short-term effects of prescribed burning on litterfall biomass in mixed stands of *Pinus nigra* and *Pinus pinaster* and pure stands of *Pinus nigra* in the Cuenca Mountains (central-eastern Spain). *Science of the Total Environment*, 618, 941-951.

Espinosa, J., Madrigal, J., Pando, V., De la Cruz, A. C., Guijarro, M., y Hernando, C. (2020a). The effect of low-intensity prescribed burns in two seasons on litterfall biomass and nutrient content. *International Journal of Wildland Fire*, 29(11), 1029-1041.

Espinosa, J., Rodríguez De Rivera, Ó., Madrigal, J., Guijarro, M., y Hernando, C. (2020b). Use of Bayesian modeling to determine the effects of meteorological conditions, prescribed burn season, and tree characteristics on litterfall of *Pinus nigra* and *Pinus pinaster* stands. *Forests*, 11(9), 1006.

Espinosa, J., Rodríguez de Rivera, Ó., Madrigal, J., Guijarro, M., y Hernando, C. (2020c). Predicting potential cambium damage and fire resistance in *Pinus nigra* Arn. ssp. salzmannii. *Forest Ecology and Management*, 474, 118372.

Espinosa, J., Martín-Benito, D., Rodríguez de Rivera, Ó., Hernando, C., Guijarro, M., y Madrigal, J. (2021). Tree Growth Response to Low-Intensity Prescribed Burning in *Pinus nigra* Stands: Effects of Burn Season and Fire Severity. *Applied Sciences*, 11(16), 7462.

Espinosa, J., Dejene, T., Guijarro, M., Madrigal, J., Martín-Pinto, P. Fungal diversity and community composition responses to the reintroduction of fire in a non-managed Mediterranean shrubland ecosystem (Int J Wildland Fire, en revision).

Fernandes, P. M. (2015). Empirical support for the use of prescribed burning as a fuel treatment. *Current Forestry Reports*, 1(2), 118-127

Fontúrbel, T., Carrera, N., Vega, J. A., y Fernández, C. (2021). The effect of repeated prescribed burning on soil properties: A review. *Forests*, 12(6), 767.

Geary, W.L., Doherty, T.S., Nimmo, D.G., Tulloch, A.I.T., y Ritchie, E.G. (2020). Predator responses to fire: A global systematic review and meta-analysis. *Journal of Animal Ecology*, 89, 955–971.

González Sancho, D., Gómez Molino, R., Álvarez Palomares, R., y López Santalla, A. (2020). Programa nacional de quemas prescritas experimentales bajo arbolado. *Revista Montes*, 142, 34-40.

Jeanneau, A.C., Ostendorf, B., y Herrmann, T. (2019). Relative spatial differences in sediment transport in fire-affected agricultural landscapes: A field study. *Aeolian Research* 39, 13–22.

Kremen, C., Colwell, R. K., Erwin, T. L., Murphy, D. D., Noss, R. F., y Sanjayan, M. A. (1993). Terrestrial Arthropod Assemblages: Their Use in Conservation Planning. *Conservation Biology*, 7, 796–808.

Lawes, M., Kotze, J., y Bourquin, S. (2005). Epigaeic Invertebrates as Potential Ecological Indicators of Afromontane Forest Condition in South Africa. *Biotropica*, 37, 109–118.

Lazarina, M., Sgardelis, S. P., Tscheulin, T., Kallimanis, A.S., Devalez, J., y Petanidou, T. (2016). Bee response to fire regimes in Mediterranean pine forests: The role of nesting preference, trophic specialization, and body size. *Basic and Applied Ecology*, 17, 308–320.

Lucas-Borja, M., Candel-Pérez, D., Onkelinx, T., Fule, P., Moya, D., ... y De las Heras, J. (2017). Early Mediterranean pine recruitment in burned and unburned *Pinus nigra* Arn. ssp. salzmannii stands of central Spain: Influence of species identity, provenances and post-dispersal predation. *Forest Ecology and Management*, 390, 203-211.

Madrigal, J., Souto-García, J., Calama, R., Guijarro, M., Picos, J., y Hernando, C. (2019). Resistance of *Pinus pinea* L. bark to fire. *International Journal of Wildland Fire*, 28, 342-353.

- Madrigal, J., Fonturbel, T., De Las Heras, J., Rodríguez y Silva F., y Ruiz A.D. (2022a). Vulnerabilidad integral de los sistemas forestales frente a incendios: resultados científicos del proyecto VIS4FIRE. VIII Congreso Forestal Español, Lleida 27 junio-1 julio [disponibles actas online <https://8cfe.congresoforestal.es/es/actas>]
- Madrigal, J., Perea, M.A., Muñoz-Reinoso, J.C., Espinosa, J., Sillero, J.M., ... y Cerdá, X. (2022b). El uso del fuego prescrito para restaurar ecosistemas de matorral en el Parque Nacional de Doñana: efectos a corto plazo en la vegetación. VIII Congreso Forestal Español, Lleida 27 junio-1 julio. [disponibles actas online <https://8cfe.congresoforestal.es/es/actas>]
- Malvar, M.C., Prats, S.A., Nunes, J.P., y Keizer, J.J. (2016) Soil water repellency severity and its spatio-temporal variation in burnt eucalypt plantations in north-central Portugal. *Land Degradation and Development*, 27: 1463-1478.
- Martín-López, B., García-Llorente, M., Gómez-Baggethun, E., y Montes, C. (2010). Evaluación de los servicios de los ecosistemas del sistema socio-ecológico de Doñana. In Forum de Sostenibilidad, Vol. 4, 91-11.
- Martín-Pinto, P., Oria-de-Rueda, J.A., Dejene, T., Mediavilla, O., Hernández-Rodríguez, M., Reque, J.A., ... y Geml, J. (2022). Influence of stand age and site conditions on ectomycorrhizal fungal dynamics in *Cistus ladanifer*-dominated scrubland ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 519, 120340.
- Moretti, M., De Cáceres, M., Pradella, C., Obrist, M.K., Wermelinger, B., ... y Duelli, P. (2010). Fire-induced taxonomic and functional changes in saproxylic beetle communities in fire sensitive regions. *Ecography*, 33, 760–771.
- Muñoz-Reinoso, J.C., y García-Novo, F. (2005). Multiscale control of vegetation patterns: the case of Doñana (SW Spain). *Landscape Ecology*, 20, 51-61.
- Muñoz-Reinoso, J.C. (2009). Boundaries and scales in shrublands of the Doñana biological reserve, southwest Spain. *Landscape Ecology*, 24, 509-518.
- New, T. R. (2014). *Insects, Fire and Conservation*. Springer, Cham. 208 pp.
- Nimmo, D. G., Avitabile, S., Banks, S. C., Bliège Bird, R., Callister, K., Clarke, M. F., ... y Bennett, A. F. (2019). Animal movements in fire-prone landscapes. *Biological Reviews*, 94(3), 981-998.
- Pardavila, X., Carro, F., y Santamaría, L. (2018). Burnt or unburnt, what is better for bats? Preliminary results. VII Jornadas da Asociación Española para la Conservación y Estudio de los Murciélagos. Organizadas por la SECEMU en Gibraltar 7 y 8 de diciembre de 2018. Comunicación en panel
- Pausas, J., y Keeley, J. (2009). A Burning story: the role of fire in the history of life. *BioScience*, 59(7), 593-601.
- Pausas, J. G., y Parr, C.L. (2018). Towards an understanding of the evolutionary role of fire in animals. *Evolutionary Ecology*, 32:113–125.

Rodrigo, A., Sardà-Palomera, F., Bosch, J., y Retana, J. (2008). Changes of dominant ground beetles in black pine forests with fire severity and successional age. *Ecoscience*, 15, 442–452.

Rouet-Leduc, J., Pe'er, G., Moreira, F., Bonn, A., Helmer, W., ... y van der Plas, F. (2021). Effects of large herbivores on fire regimes and wildfire mitigation. *Journal of Applied Ecology*, 58, 2690–2702.

Samways, M. J. (1993). Insects in biodiversity conservation: some perspectives and directives. *Biodiversity and Conservation*, 2, 258–282.

Tomao, A., Bonet, J.A., Castano, C., y de-Miguel, S. (2020). How does forest management affect fungal diversity and community composition? Current knowledge and future perspectives for the conservation of forest fungi. *Forest Ecology and Management*, 457, 117678.

Torre, I., Arrizabalaga, A., Freixas, L., Pertierra, D., y Raspall, A. (2011). Primeros resultados del programa de seguimiento de micromamíferos comunes de España (SEMICE). *Galemys*, 23(NE), 81-89.

Ukonmaanaho, L., Pitman, R., Bastrup-Birk, A., Breda, N., y Rautio, P. (2016). Part XIII: Sampling and Analysis of Litterfall. In: UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre (ed.): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Thünen Institute for Forests Ecosystems, Eberswalde, Germany, 15 p.

Underwood, E. C., y Quinn, J.F. (2010). Response of ants and spiders to prescribed fire in oak woodlands of California. *Journal of Insect Conservation*, 14, 359–366.

Vázquez-Veloso, A., Dejene, T., Oria-de-Rueda, J.A., Guijarro, M., Hernando, C., ... y Martín-Pinto, P. (2022). Prescribed burning in spring or autumn did not affect the soil fungal community in Mediterranean *Pinus nigra* natural forests. *Forest Ecology and Management*, 512, 120161.

Vega, J.A., Fontúrbel, T., Fernández, C., Arellano, A., Díaz-Raviña, M., ... y Benito, E. (2013). Acciones Urgentes Contra La Erosión En Áreas Forestales Quemadas: Guía Para Su Planificación En Galicia. Santiago de Compostela. ISBN: 978-84-8408-716-8. 139 pp.

Vidal-Cordero, J. M., Arnan, X., Rodrigo, A., Cerdá, X., y Boulay, R. (2022). Four-year study of arthropod taxonomic and functional responses to a forest wildfire: Epigeic ants and spiders are affected differently. *Forest Ecology and Management*, 520, 120379.