

Afecciones a la biodiversidad por los grandes incendios de la cordillera Cantábrica (2025)



oOo

Cita recomendada:

Estrella Alfaro-Saiz, Carmen Acedo, Luis Santiago Cano-Alonso, Manuel Díaz Fernández, Alberto Fernández-Gil, Javier Fernández-López, Miguel de Gabriel-Hernando, Sonia Illanas, Javier Naves, Saúl Ordóñez-Gavela, Mario Quevedo de Anta y José Luis Tellería (2025). *Afecciones a la biodiversidad por los grandes incendios de la cordillera Cantábrica (2025)*. Informe Técnico.

Fotos de portada: Estrella Alfaro Saiz y Gerardo González Fernández

Índice

- Afecciones a la biodiversidad por los grandes incendios de la cordillera Cantábrica (2025). Introducción. Estrella Alfaro Saiz, Carmen Acedo, Luis Santiago Cano-Alonso, Manuel Díaz Fernández, Alberto Fernández Gil, Javier Fernández López, Miguel de Gabriel Hernando, Sonia Illana, Javier Naves, Saúl Ordoñez Gavela, Mario Quevedo de Anta y José Luis Tellería. Págs. 5-10.
- Urogallo (*Tetrao urogallus*): Saúl Ordóñez Gavela y Javier Naves. Págs. 11-20
- Desmán (*Galemys pyrenaicus*): Daniel Menéndez Pérez, Ángel Fernández González, Alejandro González Ibáñez y Jorge González Esteban. Compilador: Luis Santiago Cano. Págs. 21-34
- Oso (*Ursus arctos*): Manuel Díaz Fernández y Javier Naves. Págs. 35-43.
- Lobo (*Canis lupus*): Alberto Fernández Gil, Miguel de Gabriel Hernando y Mario Quevedo de Anta. Págs. 44-49.
- Perdiz pardilla (*Perdix perdix*): Miguel de Gabriel Hernando y Alberto Fernández Gil. Págs. 50-55.
- *Geranium dolomiticum*; Estrella Alfaro Saiz y Carmen Acedo. Págs. 56-61.
- *Genista sanabrensis*: Estrella Alfaro Saiz y Carmen Acedo Págs. 62-66.

Afecciones a la biodiversidad por los grandes incendios de la cordillera Cantábrica (2025). Introducción

Estrella Alfaro Saiz¹, Carmen Acedo¹, Luis Santiago Cano Alonso², Manuel Díaz Fernández³, Alberto Fernández Gil⁴, Javier Fernández-López⁵, Miguel de Gabriel Hernando⁶, Sonia Illanas⁷, Javier Naves⁴, Saúl Ordóñez Gavela⁸, Mario Quevedo de Anta⁹ y José Luis Tellería¹⁰.

- ¹ Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental. Facultad Ciencias Biológicas y Ambientales. Universidad de León.
- ² Grupo de Especialistas de Especies de la Comisión para la Supervivencia de Especies de la UICN
- ³ Fundación Oso de Asturias, Proaza.
- ⁴ Departamento de Biología de la Conservación, Estación Biológica de Doñana-CSIC, Sevilla.
- ⁵ Departamento de Biodiversidad, Ecología y Evolución, Universidad Complutense de Madrid.
- ⁶ Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental. Facultad Ciencias Biológicas y Ambientales. Universidad de León
- ⁷ Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (IREC - CSIC, UCLM, JCCM), Ciudad Real.
- ⁸ Investigador independiente. Salentinos, León.
- ⁹ Departamento de Biología de Organismos y Sistemas. Universidad de Oviedo.
- ¹⁰ Grupo de Investigación en Biología Evolutiva y de la Conservación. Universidad Complutense de Madrid.

Introducción

Los grandes incendios del verano de 2025 han golpeado duramente la cordillera Cantábrica con lamentables pérdidas en vidas humanas, patrimonio cultural, bienes inmuebles, cultivos y ganados, así como con un incremento de la contaminación y degradación de servicios ecosistémicos en un entorno privilegiado por la escasez y singularidad de algunos organismos que allí sobreviven (ver Apéndice 1). No ha sido un evento esporádico dado que en la península Ibérica se suceden los grandes incendios (Nunes et al. 2019; Figura 1) producidos, en su mayoría, por la acción del ser humano (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2022).

La cordillera Cantábrica no es ajena hoy al ciclo de grandes incendios con sus potenciales efectos destructivos por encontrarse en una zona vulnerable a estas perturbaciones (Arrogante-Funes et al. 2024). Por eso, tras los incendios del verano de 2025 (350.000 ha quemadas en España) y conscientes del riesgo de repetición en años sucesivos, hemos decidido preparar un informe de urgencia con dos objetivos: a) informar del alcance de esta perturbación sobre una serie de especies endémicas o amenazadas (Tabla 1) y b) pedir una reflexión colectiva sobre la necesidad de considerar su protección en los planes de prevención y extinción de los incendios futuros para no agravar su delicada situación demográfica.

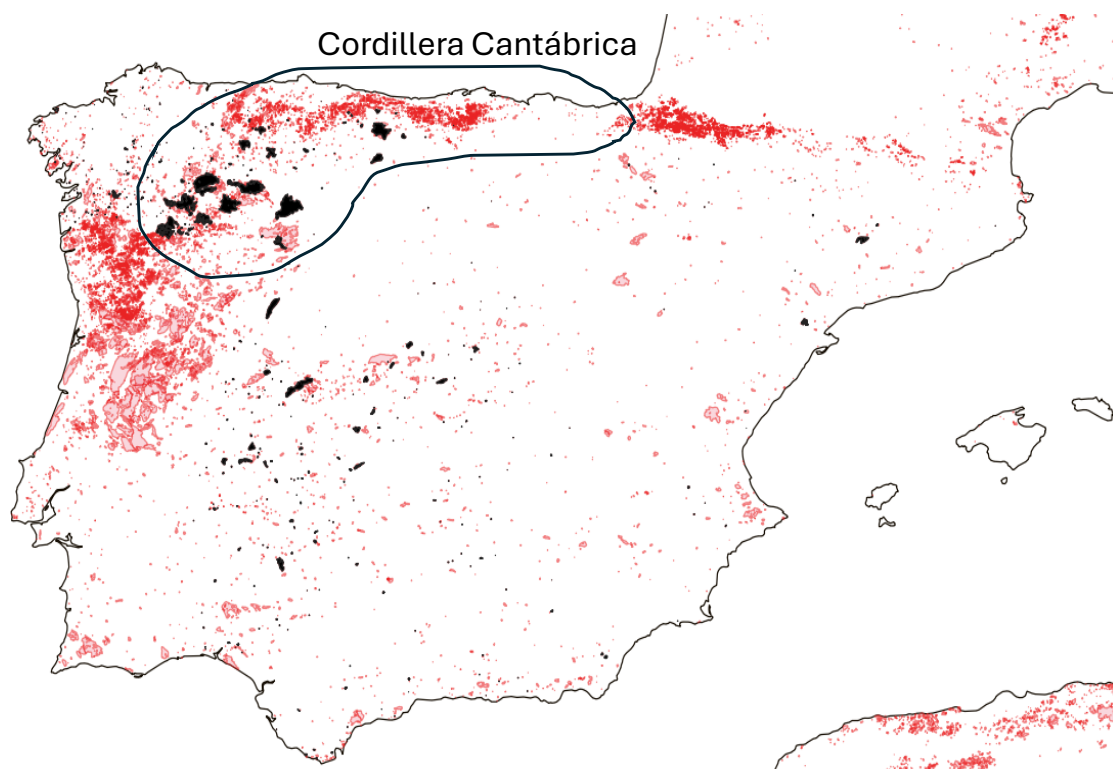


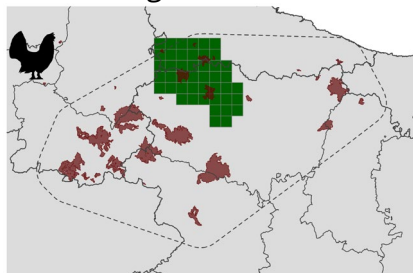
Figura 1. Grandes incendios de 2025 (negro) y distribución acumulada de incendios en la península Ibérica durante los últimos diez años (rojo) según Copernicus (<https://forest-fire.emergency.copernicus.eu/applications/data-and-services>).

Impacto de los incendios de 2025

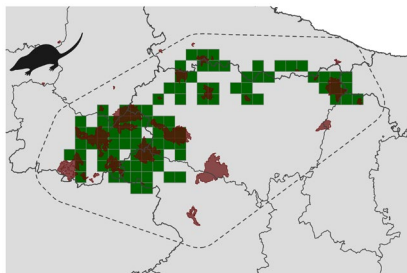
En este informe evaluamos el impacto de los incendios del verano de 2025 sobre las áreas ocupadas por algunas especies de la cordillera Cantábrica como un caso delimitado en el espacio y en el tiempo que hay que interpretar considerando sus efectos acumulativos en el conjunto del entorno ibérico (Figura 1). La Cordillera con el norte de Portugal ocupa, por motivos ecológicos y sociales, un área de alta inflamabilidad que hace muy probable la repetición de estos eventos (Arrogante-Funes et al. 2024). De esto se deduce que los cálculos de las áreas afectadas para las especies objeto de este análisis constituyen una visión instantánea de un proceso que, de repetirse periódicamente, no hará sino acumular sus efectos.

El estudio se ha realizado conforme a los protocolos habituales de este tipo de análisis. Es decir, solapando las áreas afectadas almacenadas en el Sistema Europeo de Información sobre Incendios Copernicus (<https://forest-fire.emergency.copernicus.eu/applications/data-and-services>) con las ocupadas por las especies en la Cordillera según la información recabada por los autores de los informes (distribución de los registros de presencia de individuos o grupos, cuadrículas UTM o subcuencas hidrográficas ocupadas, etc.; ver los informes de las especies). Esto permite tener una visión general del impacto sobre el hábitat ocupado cuyos efectos particulares (mortalidad directa, alteración de la calidad del hábitat, afecciones a la reproducción, desplazamientos forzados, etc.) han de analizarse pormenorizadamente en cada caso.

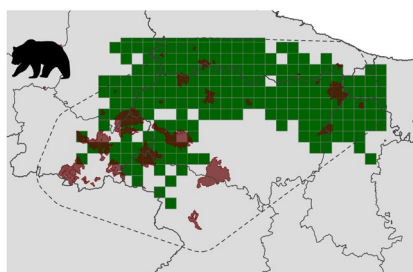
Tetrao urogallus



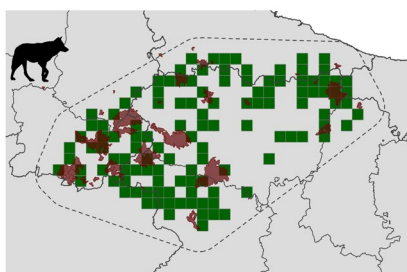
Galemys pyrenaicus



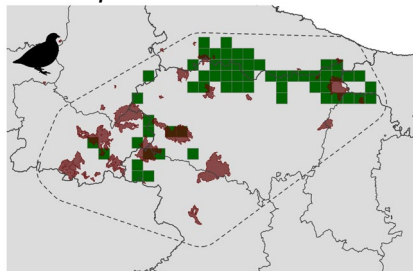
Ursus arctos



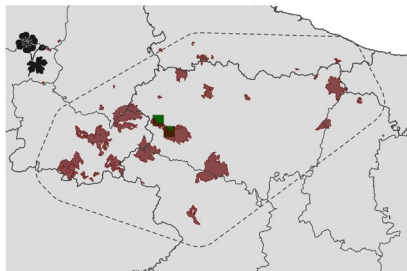
Canis lupus



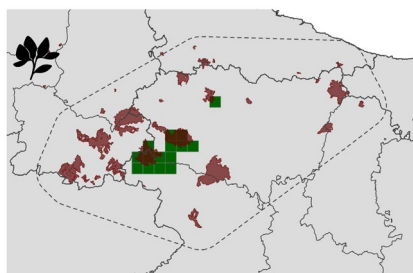
Perdix perdix



Geranium dolomiticum



Genista sanabriensis



Total

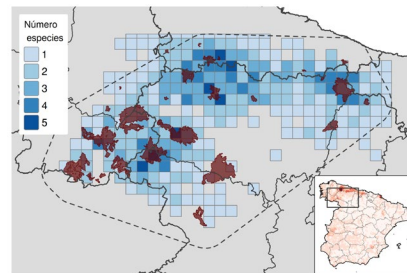


Figura 2. Distribución en cuadrículas UTM de 10 x 10 km con presencia de las especies afectadas (cuadrículas verdes) y de los incendios de 2025 (polígonos granates). En la última figura se representa el total de las siete especies presentes en cada cuadrícula.

Tabla 1. Resumen del impacto de los incendios de 2025 sobre las especies tratadas en el informe. Para más detalles, ver las contribuciones parciales.

Especie	Método/ tipo de registro	Impacto
Especies en peligro crítico de extinción		
Urogallo (<i>Tetrao urogallus</i>)	Cuadrículas UTM (10 x 10 km) Área ocupada	8% (161 km ² de 2000 km ²) 15% (152 km ² de 1530 km ²)
Desmán (<i>Galemys pyrenaicus</i>)	Subcuencas ocupadas	Superficie: 17% (1365 de 8259 km ²) Km lineales de río: 13% (313 de 2466 km ²)
Especies en peligro o vulnerables		
Oso pardo (<i>Ursus arctos</i>)	Cuadrículas UTM (5 x 5 km)	Total: 25% (136 de 544 cuadrículas) Expansión suroccidental: 58% (32 de 55 cuadrículas)
Lobo (<i>Canis lupus</i>)	Cuadrículas UTM (10 x 10 km) Registro de grupos	52 % (81 de 156 cuadrículas) 28% (36 de 130 grupos)
Perdiz pardilla (<i>Perdix perdix</i>)	Cuadrículas UTM (10 x 10 km) Registro de presencias	Total: 61% (27 de 44 cuadrículas) Total: 14% (29 de 202 registros)
Endemismos		
<i>Geranium dolomiticum</i>	Registro de presencias	Subpoblación de Peñas de Ferradillo: 56% (40 de 72 puntos) Total. 34% de toda la población (40 de 118 puntos)
<i>Genista sanabrensis</i>	Registro de presencias	Subpoblación de Sanabria: 78% (64 de 82 puntos) Subpoblación de la Sierra del Teleno: 80,2% (85 de 106 puntos)

Los resultados ofrecen un panorama preocupante, con afecciones que varían según grupos y metodologías (Figura 2, Tabla 1; para más información ver los informes de cada especie). En el caso de las dos especies en peligro crítico de desaparición destaca la quema del 8-15 % del pequeño territorio ocupado por la última población del urogallo cantábrico y del 17% de las subcuencas hidrográficas ocupadas por el desmán ibérico, una especie anfibia afectada por la contaminación de los arroyos por las cenizas. Los incendios han afectado, además, el 28% de los lugares ocupados por los 130 grupos de lobos conocidos en la cordillera Cantábrica y el 14% de los 202 lugares donde se había registrado la presencia de la perdiz pardilla. En el caso del oso pardo, se ha visto afectado el 25% del territorio ocupado por la especie en la Cordillera, una afección que se eleva al 58% de su reciente área de expansión suroccidental (León, Orense y Zamora). En esta última zona

sobreviven algunas especies de plantas endémicas de sus montañas que también han sido fuertemente afectadas. En el caso del *Geranium dolomiticum* se han quemados el 56% de los rodales ocupados por la población de Peñas de Ferradillo (una de las dos existentes). En el caso de la *Genista sanabrensis*, se han quemado el 78% de los puntos de presencia de la subpoblación de Sanabria y el 80% de la sierra del Teleno.

Conclusiones y recomendaciones

Las consecuencias del impacto de estos incendios sobre la supervivencia de unas especies tan escasas están todavía por determinar y deberán evaluarse en un futuro inmediato mediante estudios diseñados con este fin (Southwell et al. 2022, Sánchez et al. 2025). En el mejor de los casos, debieran realizarse con una aproximación BACI (Before After Control Impact), es decir, comparando la situación de las poblaciones o individuos antes y después de estas perturbaciones (Rockweit et al. 2017, Wood 2022). Estudios previos han evidenciado la dificultad de generalizar su impacto al depender de la extensión e intensidad del fuego y de aquellos factores que afecten a la habilidad de las especies para resistir, emigrar e inmigrar desde o hacia el área quemada en un proceso de restauración que puede durar décadas (Jolly et al. 2021, Plumanns-Pouton et al. 2025).

En nuestro caso, los informes de cada especie sugieren el impacto directo de los fuegos de agosto sobre plantas y animales y demuestran su devastador efecto sobre un porcentaje importante de sus hábitats. Es posible que en unos casos las afecciones se asocien a la pérdida de subpoblaciones enteras (desmán), en otros a pérdidas parciales (geranios y genistas) y, en otros, al desplazamiento de individuos hacia los sectores más accesibles a ciertos riesgos (caza en perdices y lobos) o al bloqueo de las áreas de expansión necesarias para recuperar sus poblaciones (oso). Por eso, considerando la magnitud y el carácter recurrente de estos incendios, es urgente estudiar sus efectos a corto y largo plazo sobre las especies escasas o amenazadas (no solo las abordadas aquí) y los sistemas ecológicos que las mantienen (aspecto no evaluado en este informe) con el fin de prevenirlos y/o atenuarlos en la medida de lo posible.

En un plano preventivo, reconocemos que la lucha contra los incendios es un objetivo complejo que requiere la integración de diferentes aproximaciones (San Miguel Ayanz et al. 2016). Desde nuestra perspectiva, creemos que es importante resaltar tres ideas que ayuden a la atenuación de su impacto sobre las especies de la Cordillera:

i) Desde un punto de vista preventivo, creemos que las especies raras y amenazadas deben ser consideradas, junto con otros valores y recursos, objetivos explícitos de protección en los futuros planes de contingencia contra los incendios. Esto implica el mantenimiento actualizado de una cartografía que indique la ubicación de los hábitats y enclaves críticos para la supervivencia de estos organismos y que esta información sea utilizada por los responsables de diseñar las estrategias de extinción.

ii) Durante la fase de extinción, habría que ser particularmente cuidadoso con el uso de intervenciones que alteren o pongan en peligro dichos enclaves. Por ejemplo, dado el potencial peligro de los contrafuegos creemos importante utilizarlos tras un análisis previo de su efecto sobre las especies o enclaves presentes en el área intervenida.

iii) Finalmente, siguiendo la legislación vigente, deben prohibirse los cambios de uso e iniciar la recuperación de los hábitats alterados (acotamientos), acompañados de los debidos programas de seguimiento y sin renunciar a la traslocación y/o reintroducción de las especies impactadas. Igualmente, habría que evitar las interferencias con las especies afectadas extremando la prohibición de su caza, recolección o cualquier tipo de intervención (sobrepastoreo, pisoteo, etc.) en las áreas quemadas. En cualquier caso, las obras vinculadas a la prevención de los incendios del monte no debieran producir una

alteración de los sistemas ecológicos afectados con infraestructuras que impacten sobre los sectores más prístinos y sus especies (Benítez-López et al. 2010).

Bibliografía

- Arrogante-Funes, F., Mouillot, F., Moreira, B., Aguado, I., Chuvieco, E. (2024). Mapping and assessment of ecological vulnerability to wildfires in Europe. *Fire Ecology* 20: 1-31.
- Benítez-López, A., Alkemade, R., Verweij, P.A. (2010). The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: a meta-analysis. *Biological conservation* 143: 1307-1316.
- Jolly, C. J., Dickman, C. R., Doherty, T. S., van Eeden, L. M., Geary, W. L., Legge, S. M., Nimmo, D. G. (2022). Animal mortality during fire. *Global Change Biology*, 28: 2053-2065.
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (2022). Incendios forestales en España. Año 2021. Estadística General de Incendios Forestales (EGIF).
- Nunes, L., Álvarez-González, J., Alberdi, I., Silva, V., Rocha, M., Rego, F.C. (2019). Analysis of the occurrence of wildfires in the Iberian Peninsula based on harmonised data from national forest inventories. *Annals of Forest Science*, 76, (27):1-17.
- Rockweit, J.T., Franklin, A.B., Carlson, P.C. (2017). Differential impacts of wildfire on the population dynamics of an old-forest species. *Ecology* 98: 1574-1582.
- San-Miguel-Ayanz, J., Moreno, J. M., & Camia, A. (2013). Analysis of large fires in European Mediterranean landscapes: Lessons learned and perspectives. *Forest Ecology and Management* 294: 11-22.
- Sánchez, D.R., Seingier, G., Girón, G.D.L., Canela, M.V., Steel, Z.L., Huerta, H.R. (2025). A Systematic Review of Trends and Methodologies in Research on the Effects of Wildfires on the Avifauna in Temperate Forests. *Ardeola* 72: 105-120.
- Southwell, D., Legge, S., Woinarski, J., Lindenmayer, D., Lavery, T., Wintle, B. (2022). Design considerations for rapid biodiversity reconnaissance surveys and long-term monitoring to assess the impact of wildfire. *Diversity and Distributions* 28: 559-570.
- Wood, C.M. (2022). Optimizing landscape-scale monitoring programmes to detect the effects of megafires. *Diversity and Distributions*, 28: 479-492.

Urogallo (*Tetrao urogallus*)

Autores: Saúl Ordóñez Gavela¹ y Javier Naves²

¹ Investigador independiente. Salentinos, León.

² Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (IREC - CSIC, UCLM, JCCM), Ciudad Real.

1. Identificación de la especie

Nombre científico: *Tetrao urogallus* Linnaeus, 1758

Nombre común: Urogallo occidental (Storch 2000)

2. Categorías de amenaza

UICN (global): Preocupación menor- Least Concern (LC)

3. Categorías de protección

Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas). Adicionalmente, la población cantábrica tiene la consideración de “En Situación Crítica” (Orden TEC/1078/2018, de 28 de septiembre). También figura en el anexo I de la Directiva Aves 2009/147/CE y en el anexo II del Convenio de Berna relativo a la Protección de Fauna Silvestre de Europa (para la población cantábrica).

4. Descripción de la especie

El urogallo occidental, *Tetrao urogallus* L., es una de las 18 especies dentro de la orden Galliformes, suborden Phasiani. Aunque algunos autores están en desacuerdo entre sí, se puede aceptar el estatus de familia Tetraonidae, según BirdLife International (Storch, 2000) o subfamilia dentro de los faisanes Phasianidae. Una serie de características, como las fosas nasales y tarsos emplumados, así como la falta de espolones, les diferencian de las demás especies de galliformes (Storch, 2007).

Se han descrito hasta 12 subespecies según variabilidad morfológica y coloración (Storch, 2007). Dos de ellas se encuentran geográficamente aisladas; el *Tetrao urogallus cantabricus*, en la montaña Cantábrica y el *Tetrao urogallus aquitanicus*, en las montañas de los Pirineos (Castroviejo 1967, 1975). Sin embargo, esta taxonomía intraespecífica no está apoyada por los datos moleculares del ADN mitocondrial y, en este sentido, se describen dos grupos; el boreal y el meridional (Duriez et al., 2007). El grupo boreal está anidado con el meridional (más común en las cordilleras del sur de Europa) y no se entiende que sean monofiléticos (Bajc et al., 2011).

La escasa información sobre genética de la especie ha podido llevar a la interpretación como subespecie a la población cantábrica, que podría deberse a un declive reciente en toda Europa (Rodríguez-Muñoz et al., 2007). La taxonomía inflada basa estas diferencias causadas por el declive y la endogamia de la especie (Clavero et al. 2023).

El urogallo presenta adaptaciones al clima frío, que le permiten vivir en territorios con fuertes cambios estacionales sin necesidad de migrar. Adaptaciones como la mencionada, tarsos y fosas nasales emplumadas o las láminas pectiformes que desarrolla a final de verano (Storch, 2000; Castroviejo, 1975).



Imágenes 1 y 2: Urogallo macho (izquierda) y hembra (derecha). Autor: Saúl Ordóñez.

5. Distribución, tamaño poblacional y hábitat

Área de distribución en España:

El área de distribución en España presenta dos poblaciones separadas por más de 300 kilómetros (Pollo et al. 2003), el *Tetrao urogallus cantabricus*, en la montaña Cantábrica y el *Tetrao urogallus aquitanicus*, en Pirineos.

La distribución histórica del urogallo en la montaña cantábrica se habría reducido geográficamente un 50% en la primera década de los 2000, pasando de 3.500 km² cuadrados a 1700 km² (Quevedo et al. 2006). Siguiendo la tendencia de descenso a 953 km², tan solo un 15% de la que tenía en el 1970 (Jiménez et al., 2022).

La presión de la caza legal e ilegal ha podido ser uno de los motores fundamentales en el declive de la especie (Rodríguez-Muñoz et al., 2015), además de otras posibles afecciones como la pérdida y fragmentación de la idoneidad de hábitat (Quevedo, Bañuelos, & Obeso, 2006). Con la distribución elaborada en este informe se ha estimado que los municipios con presencia son: Cabrillanes, Cangas del Narcea, Degaña, Ibias, Murias de Paredes, Palacios del Sil, Páramo del Sil, Peranzanes, Quintana del Castillo, Riello, Somiedo, Valdesamario y Villablino.

Tamaño poblacional:

Uno de los principales motores en el descenso de población ha sido la caza, recibiendo una atención especial como trofeo, desde épocas del siglo XVIII, cuando estaba reservada para aristócratas. La caza de la especie se desarrolla principalmente en primavera en los cantaderos, buscando matar a los mejores ejemplares. Esto ha podido tener una perturbación en el apareamiento y en el éxito reproductor (Storch, 2000). Las restricciones a la caza de la especie desde la década de 1970 no han conseguido revertir la tendencia negativa de la población (Klaus et al. 1989). Poblaciones de tamaño reducido, son vulnerables y presentan alto riesgo de extinción con problemas como la pérdida de variación genética (Storch, 2007, Clavero et al et al. 2023).

En cuanto a la estima poblacional, se identifican 120 individuos con una superpoblación de 149 por Morán-Luis et al. (2019). Otros autores señalan una pérdida demográfica del

número de individuos del 90% entre 1978 y 2019, estimando una población de 191 (165-222) individuos (Jiménez et al. 2022).

Hábitat:

El urogallo es una especie típica de los bosques boreales. Tiene buena plasticidad a los diferentes tipos de bosque habitados en el límite meridional. Siendo su hábitat principal bosque antiguos, mezclados con bosques más jóvenes. Bosques caracterizados principalmente por la presencia de coníferas, con buena vegetación en el suelo de arándanos (*Vaccinium myrtillus*), así como de otros arbustos y ericáceas (Storch, 2000).

Aunque su distribución es más abundante en bosques de coníferas, la población cantábrica es una excepción (junto con la población al sur de los Urales) en cuanto a sus requerimientos tróficos (Storch, 2000). Esta población habita en bosques puramente caducifolios durante todo el ciclo estacional, basando su alimentación en brotes durante el invierno (Rodríguez y Obeso 2000). Es un hábitat de bosques maduros de hayas *Fagus sylvatica* y mixtos de hayas y robles *Quercus spp.* con arándanos *Vaccinium myrtillus* (Storch, 2007).

Es una especie bioindicadora de hábitat y ecosistemas maduros y saludables (Suter et al. 2002) y la degradación del hábitat se cree una de las causas principales en el descenso de la población. Como especie de hábitat específico, es sensible a la pérdida de la estructura forestal como la fragmentación o las prácticas forestales (Ménoni et al 1997).

Diferentes afecciones han tenido en toda su distribución; en unos el declive poblacional ha sido paralelo a la tala intensiva (bosque boreal (Rolstad y Wegge 1989), en lugares como Rusia, política y socioeconomía pueden ser una amenaza para la especie, en Europa central la población era abundante cuando las prácticas humanas en el uso del suelo favorecían estructuras abiertas, en Reino Unido la amenaza es importante por la colisión de vallas (Baines y Andrew 2003).

En Europa occidental y central, la degradación y fragmentación del hábitat ha dado lugar a poblaciones aisladas, amenazadas por su reducido tamaño (Storch, 2007).

6. Impacto de los incendios

Metodología

La metodología aplicada para el cálculo de los impactos o afección de los incendios se ha llevado a cabo a partir de herramientas de sistemas de información geográfica (SIG).

A partir de los datos de presencia disponibles, se han generado las áreas de distribución de la especie mediante dos métodos: el primero basado en la presencia en cuadrículas de 10×10 km y el segundo mediante la creación de áreas de influencia (en adelante, *buffers*) que representan el rango potencial de movimiento de la especie alrededor de dichos puntos de presencia.

La cartografía generada hizo posible determinar qué municipios presentan registros de la especie, a partir de la superposición de la distribución conocida con la capa administrativa de límites municipales de España. De forma análoga, se verificó la afección sobre las áreas críticas mediante su intersección espacial con la capa cartográfica de áreas quemadas.

Distribución del urogallo

La base de datos de presencia elaborada abarca un periodo amplio, desde 2006 hasta 2025. La mayoría de los registros proceden de la última década y de diversas fuentes.

Una primera base de datos utilizada cuenta con 430 puntos georreferenciados de 140 individuos diferentes (116 hembras y 314 machos), en su mayoría muestras de primavera 424 y 6 de otoño. Esta base de datos fue realizada por Mario Quevedo y colaboradores entre 2009 y 2017, cedida para la elaboración de este informe. Luego se añadieron 241 puntos del muestreo de 2019, donde se recogieron un total de 771 muestras (Jiménez et al. (2022) y se incorporaron 136 datos de radio seguimiento de 42 ejemplares entre 2006 y 2022, registrando 7347 localizaciones con un promedio de 175 localizaciones por ejemplar, y tiempos de seguimiento promedios de 614 días y máximos de 1814 (Proyecto recuperación del urogallo en la cordillera Cantábrica. *Jornadas de presentación en Villablino* (MITECO), Junta de Castilla y León y Principado de Asturias). Finalmente, se añadieron otros datos de campo de los últimos 10 años obtenidos mediante foto trampeo y avistamientos durante diferentes épocas del año, añadiendo 18 puntos georreferenciados adicionales (Ordóñez, datos propios). En total se han recogido 828 puntos (ver Mapa 1). A partir de estos puntos de presencia se han generado las áreas de distribución de la especie.

Cartografía de incendios y cálculo de la superficie afectada

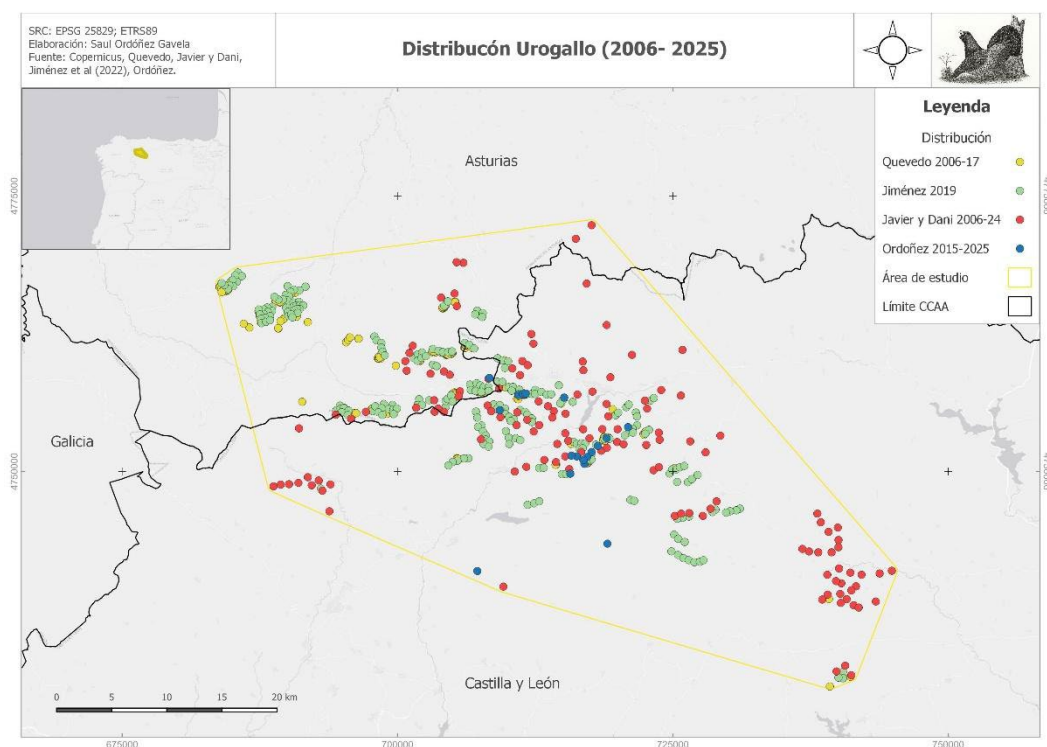
Para elaborar la cartografía de la afección de los incendios sobre la especie, se ha utilizado el área quemada facilitada por Copernicus, de la Agencia Espacial Europea (<https://forest-fire.emergency.copernicus.eu/>), con un rango de fechas desde 2016 a 2025.

Como se comentó anteriormente, a partir de los datos de presencia disponibles, se han generado las áreas de distribución de la especie mediante dos métodos: el primero basado en la presencia en cuadrículas de 10×10 km y el segundo mediante la creación de áreas de influencia (en adelante, *buffers*) que representan el rango potencial de movimiento de la especie alrededor de dichos puntos de presencia.

Para el primer método, se han extraído las cuadrículas con presencia de la especie. Para el segundo método, se han creado dos *buffers* a partir de los datos de distribución: un *buffer* de 10 km (movimientos máximos de la especie), y un *buffer* de 3.8 km (el 93% aprox. de los datos de movimientos) (Bañuelos et al., 2024), evitando así datos más esporádicos. A partir de las cuadrículas con presencia y los dos *buffers* que analizamos, se calcula la superficie total en kilómetros cuadrados sin afección de incendios.

El cálculo de superficie quemada se ha realizado con la herramienta de geoprosesamiento diferencia simétrica. Se aplicó el método a las distintas áreas de distribución creadas. De esta forma se ha aplicado 6 veces esta herramienta, dos en cada una de las áreas de distribución (cuadrículas con presencia 10x10, *buffer* de 10 km y *buffer* de 3.8 km), para el área quemada en 2025 y para el área quemada en el rango de 2016-2025.

El resultado de los porcentajes de afecciones calculados a partir de los diferentes métodos se recoge en la tabla 1.



Mapa 1. Observaciones de urogallos recopiladas de diversas fuentes (2006-2025) utilizadas para construir los mapas de distribución de la especie.

Resultados

En el primer método de cálculo de las afecciones dentro del área de distribución, basado en la presencia en cuadrículas de 10×10 km, se ha registrado un total de 20 cuadrículas en las que la especie está confirmada. De estas 20 cuadrículas se han visto afectadas en mayor o menor grado por los incendios del 2025 un total de nueve cuadrículas (el 45 %). Los incendios han quemado en este año 2025 161 km^2 del área de distribución de la especie (un 8% del total). Si consideramos los incendios acumulados de los últimos 10 años, el 100% de las cuadrículas han sido afectadas de alguna manera y, considerando la superficie quemada directamente, el estudio arroja un 14 % del área (275 km^2). La recurrencia de afección es constante en todo el territorio durante los últimos años (ver mapa 2).

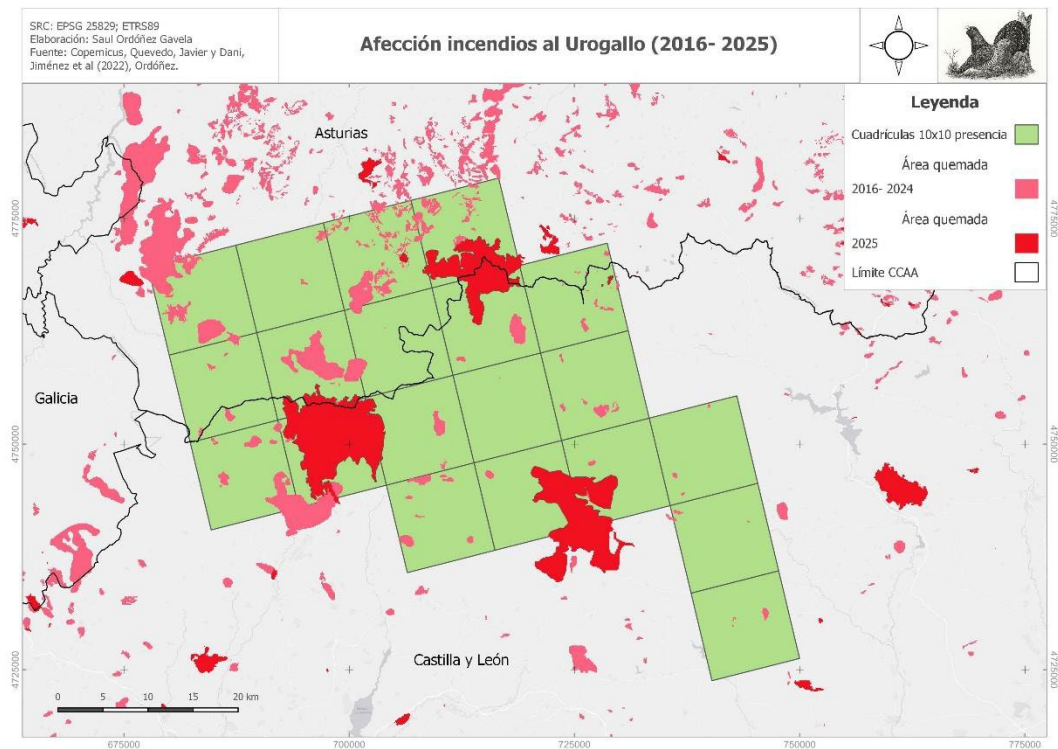
En el segundo método aplicado para definir la distribución de la especie, basado en la generación de un área de influencia de $3,8 \text{ km}^2$ alrededor de cada registro de presencia, se ha obtenido que en 2025 se ha quemado una superficie de 152 km^2 (un 10%). Considerando el área quemada en el período 2016–2025, el total alcanza los 231 km^2 , lo que supone un 15% de la superficie. Del mismo modo, utilizando un *buffer* de 10 km^2 para construir la distribución de la especie, la afección de los incendios vuelve a ser notable, con 199 km^2 quemados en 2025 (un 7%). Si se atiende a los incendios acumulados en los últimos diez años, la superficie afectada asciende a 377 km^2 , equivalente al 12% del área de distribución generada mediante este método (ver mapa 3).

Tabla 1. Resultados del impacto de los incendios y afección a la especie.

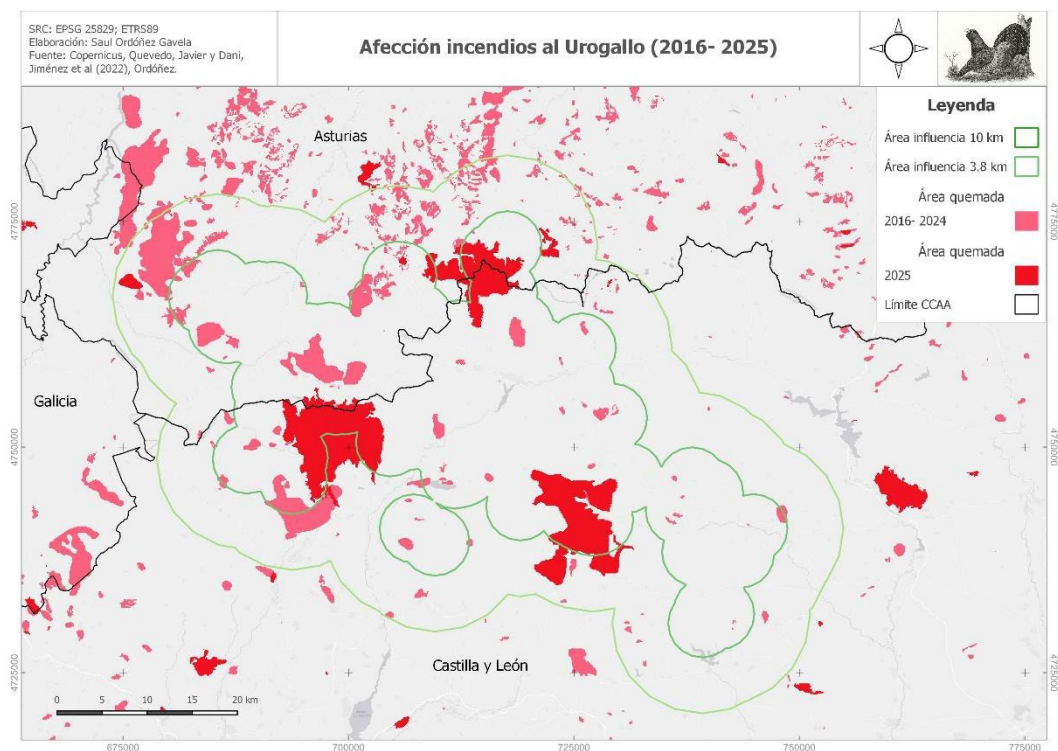
Método del cálculo del área distribución	Periodo incendios	Total distribución km ²	Afección incendios km ²	% afectado
Cuadrícula 10x10	2025	2.000	161	8
	2016-2025	2.000	275	14
Buffer 3.8 km	2025	1.530	152	10
	2016-2025	1.530	231	15
Buffer 10 km	2025	3.072	199	6
	2016-2025	3.072	377	12



Imagen 3. Área quemada en el incendio de Colinas-Salientes-Fasgar en hábitat de urogallo.
Autor: Saúl Ordóñez.



Mapa 2. Impacto de los incendios a las cuadrículas 10x10 km con presencia de urogallo.



Mapa 3. Impacto de los incendios a la distribución de la especie construida mediante el rango de movimientos en torno a los datos disponibles de presencia de urogallos.

7. Medidas de conservación y gestión

Acciones urgentes recomendadas:

El hábitat de esta población en situación crítica, como especie herbívora, comprende tanto la superficie de bosque como las áreas de matorral circundante. Incluye también las orlas de cabecera compuestas por mezcla de matorrales y reclutas de arbóreas, lugares particularmente productivos en época de cría utilizados por hembras con pollos (ver Bañuelos et al. 2008 y Blanco-Fontao et al. 2012). En este sentido, para la recuperación de la especie, la vigilancia y seguimiento contra incendios tiene que ser tal, que se evite cualquier incendio.

Modificación del artículo 92.1. Prohibiciones y limitaciones en montes incendiados, ley 3/2009, de 6 de abril, de montes de Castilla y León, suspensión del aprovechamiento ganaderos y cinegéticos en montes incendiados durante 10 años. Anulando la posibilidad de levantamiento de los acotamientos, en un área de influencia a la distribución de la especie de 10 km.

Paralización de la intervención de clareos en áreas críticas de urogallo, ya que estos clareos representan un grave peligro en caso de incendio, debido a la no retirada de los árboles cortados, que actúan como combustible seco en estas zonas forestales tan importantes, agravando notablemente la propagación del fuego. Como ejemplo puede citarse el área crítica AS-25.

Acciones a medio/largo plazo:

Además, modificación del artículo 92.2. Prohibiciones y limitaciones en montes incendiados, ley 3/2009, de 6 de abril, de montes de Castilla y León, relativo a la prohibición del cambio de uso forestal durante un plazo de 30 años y en un área de influencia de 10 km a los datos de presencia de la especie, sin posibilidad de excepcionalidad.

Las medidas anteriores, en particular la suspensión de la actividad cinegética y ganadera y de las actuaciones forestales, han de establecerse al menos durante los tres años posteriores al incendio.

8. Observaciones y consideraciones adicionales

El impacto de los incendios es directamente un riesgo para la especie, más aún si se produce en áreas críticas donde puede haber hembras con pollos, como ha ocurrido en las áreas OM-05, OM-06, OM-07, OM-08, AS-05 y AS-06. Hay que recordar que algunas de estas áreas críticas, que han sido afectadas directamente por los incendios (Colinas del Campo de Martín Moro, Fasgar, Montrondo, Salientes), son áreas restringidas durante la época del celo, prohibiendo todo tipo de actividades cinegéticas o turísticas, tipificado como infracción grave a la Ley 4/2015, de 24 de marzo, de Patrimonio Natural de Castilla y León.

9. Fuentes bibliográficas principales

- Baines, D. and Andrew, M. 2003. Marking of deer fences to reduce frequency of collisions by woodland grouse. *Biological Conservation* 110:169–176
- Bañuelos, M. J., Morán-Luis, M., Mirol, P. & Quevedo, M. (2024). Tracking movements in an endangered capercaillie population using DNA tagging. *Wildlife Biology*, e01121

- Bañuelos, M.-J., Blanco-Fontao, B., Fameli, A., Fernández-Gil, A., Mirol, P., Morán-Luis, M., Rodríguez-Muñoz, R., & Quevedo, M. (2019). Population dynamics of an endangered forest bird using mark–recapture models based on DNA-tagging.
- Bajc, M., Čas, M., Ballian, D., Kunovac, S., Zubić, G., Grubešić, M., Zhelev, P., Paule, L., Grebenc, T., & Kraigher, H. (2011). Genetic differentiation of the Western Capercaillie highlights the importance of South-Eastern Europe for understanding the species phylogeography. *PLoS One*, 6, e23602.
- Bañuelos, M. J., Quevedo, M. & Obeso, J. R. (2008). Habitat partitioning in endangered Cantabrian capercaillie *Tetrao urogallus cantabricus*. *Journal of Ornithology*, 149, 245-252
- BirdLife International. (2021). *Tetrao urogallus* (Europe assessment). The IUCN Red List of Threatened Species. Retrieved May 8, 2023, from <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T22679487A166188330.en>
- Blanco-Fontao, B., Obeso, J. R., Bañuelos, M. J., & Quevedo, M. (2012). Habitat partitioning and sex segregation in the endangered Cantabrian capercaillie *Tetrao urogallus cantabricus*: ecological and conservation implications. *European Journal of Wildlife Research*, 58(3), 511–522. <https://doi.org/10.1007/s10344-011-0592-7>
- Castroviejo, J. (1967). A new subspecies of capercaillie from the Iberian Peninsula. *Journal of Ornithology*, 108, 220–221.
- Castroviejo, J. (1975). El urogallo “*Tetrao urogallus*, L.” en España. Monografía 3, Estación Biológica de Doñana (CSIC), Sevilla.
- Clavero, M., Naves, J., Lucena, M. y Revilla, E. (2023) 'Taxonomic inflation as a conservation trap: the capercaillie case'. Disponible en: <https://doi.org/10.31219/osf.io/jfg7v>
- Duriez, O., Sachet, J. M., Ménoni, E., Pidancier, N., Miquel, C., & Taberlet, P. (2007). Phylogeography of the capercaillie in Eurasia: What is the conservation status in the Pyrenees and Cantabrian mounts? *Conservation Genetics*, 8, 513–526.
- Gobierno de España. (1990, 30 de marzo). Real Decreto 439/1990, de 30 de marzo, por el que se regula el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. *Boletín Oficial del Estado*, núm. 82, pp. 9468-9471. <https://www.boe.es/eli/es/rd/1990/03/30/439>
- Jiménez, J., Godinho, R., Pinto, D., Lopes, S., Castro, D., Cubero, D., Osorio, M.A., Piqué, J., Moreno-Opo, R., Quiros, P., González-Nuevo, D., Hernandez-Palacios, O., Kéry, M. 2022. The Cantabrian capercaillie: A population on the edge. *Science of the Total Environment* 821, 153523.
- Junta de Castilla y León. (2009). Ley 3/2009, de 6 de abril, de Montes de Castilla y León. *Boletín Oficial del Estado*, nº 113, 9 de mayo de 2009. Recuperado de <https://www.boe.es/eli/es-cl/l/2009/04/06/3/con>
- Klaus S., Andreev A.V., Bergmann H.-H., Müller F., Porkert J. and Wiesner J. 1989. Die Auerhühner. Die Neue Brehm-Bücherei. Band 86. Westarp Wissenschaften, Magdeburg, Germany.
- Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. España. (2007, 13 de diciembre). Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (art. 60.2). *Boletín Oficial del Estado*, núm. 299, pp. 51275-51327. <https://www.boe.es/eli/es/l/2007/12/13/42>
- Ménoni, E., Landry, P. and Berducou, C. 1997. Habitat fragmentation and viability of capercaillie *Tetrao urogallus* populations in the French Pyrenees. *Wildlife Biology* 3: 277 (Abstract).
- Morán-Luis, M., Fameli, A., Quevedo, M., Rodríguez-Muñoz, R., & Bañuelos, M. J. (2019). Population dynamics of an endangered forest bird using mark–recapture

- models based on DNA-tagging. *Bird Conservation International*, 29 (4), 524–539. https://www.researchgate.net/publication/334718679_Population_dynamics_of_an_endangered_forest_bird_using_mark-recapture_models_based_on_DNA-tagging
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (2025). *Estrategia para la conservación del urogallo (Tetrao urogallus) en España*. <https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/publicaciones/estrategias/estrategia-urogallo-2025.pdf>
- Proyecto recuperación del urogallo en la Cordillera Cantábrica. Jornadas de presentación en Villablino. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO), Junta de Castilla y León, y Principado de Asturias (Javier y Dani).
- Pollo C, Robles L, Seijas J, García-Miranda A, Otero R (2003) Cantabrian capercaillie *Tetrao urogallus cantabricus* population size and range trend. Will the capercaillie survive in the Cantabrian Mountains? *Grouse News* 26: 3-5
- QGIS Development Team. (2021). QGIS Geographic Information System (Version 3.22.3). *Open-Source Geospatial Foundation*. <https://qgis.org>
- Quevedo, M., Bañuelos, M. J., & Obeso, J. R. (2006). The decline of Cantabrian capercaillie: How much does habitat configuration matter? *Biological Conservation*, 127(2), 190–200. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.08.002>
- Quevedo M, Bañuelos MJ, Sáez O, Obeso JR (2006b) Habitat selection by Cantabrian capercaillie at the edge of the species distribution. *Wildlife Biology* 12: in press
- Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas España. (2011, 4 de febrero). Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas (art. 10). *Boletín Oficial del Estado*, núm. 46, pp. 20912-20951. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2011/02/04/139>
- Rodríguez, A. & Obeso, J.R. (2000). Diet of the Cantabrian capercaillie *Tetrao urogallus cantabricus*: geographic variation and energetic content. *Ardeola*, 47(1), 47–54.
- Rodríguez-Muñoz, R., Mirol, P. M., Segelbacher, G., Fernández, A., & Tregenza, T. (2007). Genetic differentiation of an endangered capercaillie (*Tetrao urogallus*) population at the southern edge of the species range. *Conservation Genetics*, 8, 659–670.
- Rodríguez-Muñoz, R., del Valle, C.R., Bañuelos, M.J. y Mirol, P. 2015. Revealing the consequences of male biased trophy hunting on the maintenance of genetic variation. *Conservation Genetics* 16: 1375-94.
- Rolstad, J. and Wegge, P. 1989. Capercaillie population sand modern forestry – a case for landscape ecological studies. *Finn. Game Res.* 46:43–52.
- Storch, I. (Compiler) 2000. Grouse: Status Survey and Conservation Action Plan 2000-2004. WPA/BirdLife/SSC Grouse Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and the World Pheasant Association, Reading, UK.
- Storch, I. (2007). Grouse: Status survey and conservation action plan 2006–2010. In *IUCN and Fordingbridge, UK* (p. 114). *World Pheasant Association*.
- Suter, W., Graf, R.F. & Hess, R. 2002. Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and avian biodiversity: testing the umbrella-species concept. – *Conservation Biology* 16: 778-788.

Desmán (*Galemys pyrenaicus*)

Autores: Daniel Menéndez Pérez¹, Angel Fernández González^{1,2}, Alejandro González Ibañez¹ y Jorge González Esteban³.

Compilador: Luis Santiago Cano-Alonso²

Fotografías: © Jorge Falagán

¹BIOSFERA Consultoría Medioambiental S.L.

²Grupo de especialistas de especies de España de la UICN-CSE

³DESMA Estudios Ambientales S.L.

1. Identificación de la especie

Nombre científico: *Galemys pyrenaicus* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811)

Nombre común: Desmán ibérico

2. Categorías de amenaza

UICN (global): *En Peligro A2ace+4ace* (Quaglietta *et al.* 2024)

UICN (España): No Disponible

3. Categorías de protección

Catálogo Español de Especies Amenazadas (Orden TED/452/2025, de 5 de mayo, por la que se modifican los anexos del Real Decreto 139/2011, y del Catálogo Español de Especies Amenazadas; del Real Decreto 630/2013): **En Peligro de Extinción, situación crítica**

Catálogos Autonómicos y categoría:

Aragón (Decreto 129/2022 por el que se crea el Listado Aragonés de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (LAESRPE) y se modifica el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón): **En Peligro de Extinción**

Castilla La Mancha (Decreto 33/1998, de 05/05/1998, Consejo de Gobierno, por el que crea el Catálogo Regional de Especies Amenazadas De Castilla-La Mancha): **En Peligro de Extinción**

Catalunya (Decreto 172/2022, de 20 de septiembre, del Catálogo de fauna salvaje autóctona amenazada y de medidas de protección y de conservación de la fauna salvaje autóctona protegida): **En Peligro de Extinción**

Extremadura (Decreto 78 /2018, de 5 de junio, por el que se modifica el Decreto 37/2001, de 6 de marzo, por el que se regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura): **En Peligro de Extinción**

Madrid (Decreto 18/1992, de 26 de marzo por el que se aprueba el Catálogo Regional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres y se crea la categoría de árboles singulares): **En Peligro de Extinción**

Navarra (Decreto foral 563/1995, de 27 de noviembre, por el que se incluyen en el catálogo de especies amenazadas de Navarra determinadas especies y subespecies de vertebrados de la fauna silvestre): **De interés especial**

La Rioja (Ley 2/2023, de 31 de enero, de biodiversidad y patrimonio natural de La Rioja): **En Peligro de Extinción**

País Vasco (Orden de 3 de marzo de 2022, de la Consejera de Desarrollo Económico, Sostenibilidad y Medio Ambiente, por la que se actualiza el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre y Marina, en lo relativo a varias especies de fauna): **En Peligro de Extinción**

4. Descripción de la especie

Es un micromamífero semiacuático de aspecto inconfundible, pues no se parece a ninguna otra especie de la fauna ibérica (Nores 2017). Aunque recuerda vagamente a un topo, la adaptación a la vida acuática ha cambiado notablemente sus proporciones, mostrando, fuera del agua, un cuerpo rechoncho, terminado por delante en un largo apéndice nasal que parece una trompa y una cola ligeramente más larga que el resto de su cuerpo. Las extremidades anteriores son similares a las de cualquier otro insectívoro y carecen de cualquier adaptación especial para la excavación.



Imagen 1. Desmán ibérico en un arroyo de la cuenca del Esla en León. Autor: Jorge Falagán.

5. Distribución, tamaño poblacional y hábitat

Área de distribución en España:

El desmán ibérico es un cuasiendemismo de la península ibérica (también ocupa cabeceras septentrionales de cuencas fluviales en los Pirineos franceses), que se distribuye desde los Pirineos hasta la mitad septentrional de Portugal, ocupando diversas zonas de la mitad norte peninsular, encontrándose en España, Portugal, Francia y Andorra. Sometida a un declive acusado en las últimas décadas (Quaglietta *et al.* 2024), el área de distribución del desmán ibérico se ha ido atomizando hasta quedar en la actualidad una distribución muy fragmentada. Considerando no solo cuestiones geográficas, sino genéticas, en España se describen 5 núcleos poblacionales (Querejeta *et al.*, 2016; Escoda & Castresana, 2021).

- Núcleo Occidental: Incluye territorios administrados por las comunidades autónomas españolas de Galicia, Castilla y León y Principado de Asturias

- Núcleo Cantábrico: Incluye territorios administrados por las comunidades autónomas españolas de Castilla y León, Cantabria y Principado de Asturias
- Núcleo Pirenaico: Incluye territorios españoles administrados por el País Vasco, la Comunidad Foral de Navarra y las comunidades autónomas de Aragón y de Cataluña.
- Núcleo del Sistema Ibérico: Incluye territorios administrados por las comunidades autónomas españolas de Castilla y León y La Rioja
- Núcleo del Sistema Central. Incluye territorios administrados por las comunidades autónomas españolas de Castilla y León, Extremadura, Castilla-La Mancha y la Comunidad de Madrid

Tamaño poblacional:

No existen una estimación poblacional global, y solamente se tienen datos de abundancia de individuos por subcuencas fluviales.

Hábitat:

En la actualidad, los desmanes ibéricos sobreviven principalmente en arroyos montañosos de aguas limpias y oxigenadas, evitando cursos de agua muy estrechos (menos de 1 metro de anchura), y con muy poca agua (<25 cm de profundidad media) (Nores 2017). Por tanto, prefiere arroyos y ríos de corriente rápida y fuerte (Esnaola et al. 2018), de bajas temperaturas y con un caudal regular de agua durante todo el año, por lo que muestra predilección por las regiones de clima oceánico en detrimento de las regiones de clima mediterráneo (Nores et al. 1992, 2002; Queiroz et al. 1996; Aymerich & Gosálbez, 2014; Nores, 2017). Aun así, puede estar presente en ríos sometidos a fuertes variaciones estacionales, incluso en cursos semi-permanentes, refugiándose en tramos menores que permanecen con agua y que actúan a modo de refugio estival (Fernández-González et al. 2014). Incluso se ha comprobado que es capaz de realizar movimientos dispersivos fuera del agua y de cambiar de subcuenca (Fernández – González et al. 2016; Escoda et al. 2017,2019; Querejeta et al. 2017), si bien no es una conducta habitual.

Además, parece que su presencia no depende tanto de la altitud como de la pendiente de los ríos, su profundidad (pequeña o moderada) y la velocidad de la corriente. En general, selecciona positivamente aguas rápidas, escasez de sedimento fino, elevada proporción de rocas y baja proporción de tierra en las orillas. Es decir, en masas de agua en las que dominan los materiales gruesos sobre los finos especialmente los cantos y los bloques, en tanto que rara vez está presente en las zonas dominadas por los limos (Nores 2017).

Igualmente evita las aguas contaminadas, aunque puede soportar niveles bajos de contaminación (Santamarina 1995).

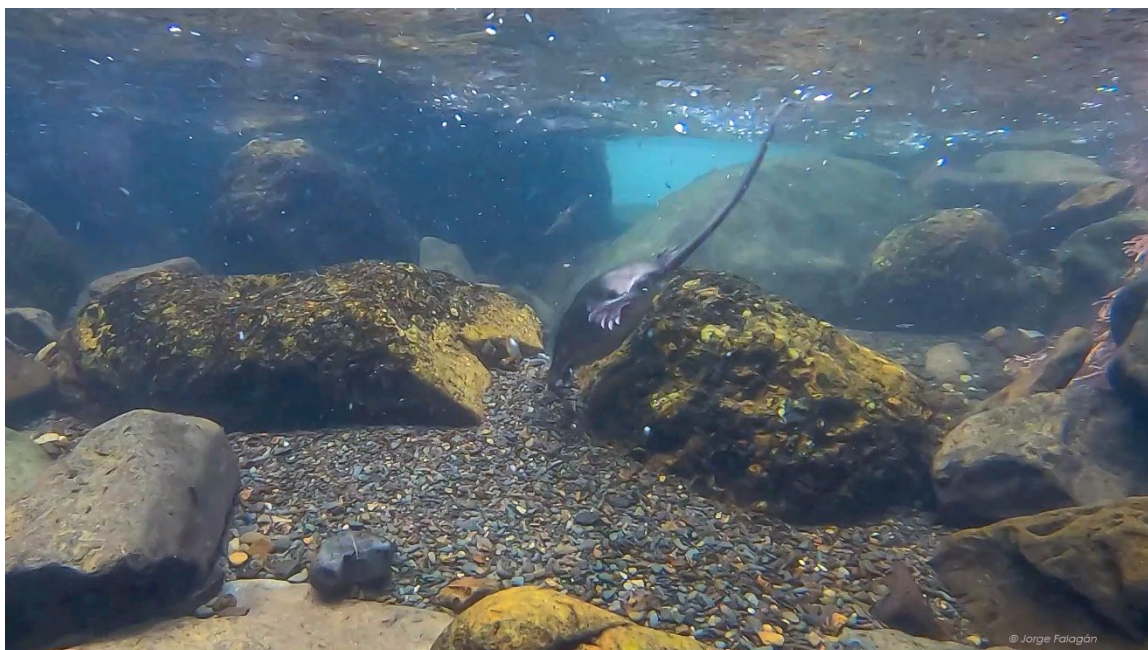


Imagen 2. Desmán ibérico buceando en un río de la cuenca del Esla en León. Autor: Jorge Falagán.

6. Impacto de los incendios

Los efectos del fuego sobre los ecosistemas acuáticos están bien descritos en la bibliografía científica. Está constatado que los incendios forestales provocan una grave alteración de los regímenes microclimáticos, incrementando la escorrentía y el caudal, favoreciendo la erosión, el transporte y deposición de sedimentos (Gresswell 1999; Benda et al. 2003; Coombs & Melack 2013). Por otro lado, la destrucción de la vegetación riparia implica apertura de la cubierta vegetal, y, por tanto, un incremento de la luz y de la temperatura a nivel de suelo, repercutiendo tanto en las comunidades acuáticas como en la red trófica (Beakes et al. 2014; Cooper et al. 2015).

En el caso de ocurrir intensas precipitaciones tras los incendios, especialmente si éstas tienen carácter tormentoso o torrencial, no son absorbidas por el suelo, provocando una turbidez elevada del agua y la conductividad específica relacionada con los sedimentos, las cenizas y otras partículas arrastradas hasta el río, de manera que algunos nutrientes críticos como el nitrógeno o el fósforo son a menudo movilizados por el fuego, resultando una sobrecarga en los sistemas fluviales (Sherson et al. 2015). La consecuencia inmediata es que la calidad de las aguas queda afectada por la alteración de numerosos parámetros físico- químicos (Earl & Blinn, 2003; Dahm et al. 2015).

Estos cambios ocurridos tras el incendio en las condiciones tanto del lecho fluvial como de las condiciones físico – químicas, tiene un impacto directo sobre las comunidades biológicas, que normalmente cambian de forma radical tras las lluvias ocurridas después de un incendio, desapareciendo la mayoría de los organismos acuáticos (Gresswell 1999; Minshall 2003). Especialmente graves son los efectos sobre los macroinvertebrados acuáticos, que constituyen la base de la cadena trófica, por lo que los incendios también tienen un importante efecto sobre los depredadores al afectar los recursos tróficos disponibles (Malison & Baxter 2010). Entre estos depredadores afectados no sólo están los peces (Rieman et al. 2003; Sestrich et al.

2011; Beakes et al. 2014), sino también el desmán ibérico, cuya dieta se basa en macroinvertebrados acuáticos, y específicamente en aquellos grupos que muestran una mayor sensibilidad a cambios ambientales, como son los efemerópteros, plecópteros y tricópteros (Santamarina, 1993; Biffi et al. 2017a; Hawlitschek et al. 2018).

Aunque la presencia de detritos en la dinámica sedimentaria puede permanecer más de 5 años en el río (Vaz et al. 2015; Rodríguez-Lozano et al. 2015), las comunidades de macroinvertebrados tardan aproximadamente entre 1 y 2 años en recuperarse (Rodríguez-Lozano et al. 2015).

Además, desde el punto de vista hidromorfológico, los incendios y los posteriores arrastres de sedimento tras las lluvias, reducen la lámina de agua y pueden provocar la desecación de algunos tramos por acúmulo de sedimentos, fragmentando el hábitat y aislando poblaciones completas de especies acuáticas (Gresswell 1999). La desecación de tramos fluviales por la colmatación de sedimentos implica una mayor contracción de la extensión de la lámina de agua en los ríos, lo que reduce el hábitat disponible y los recursos tróficos durante más tiempo. Además, supone una ruptura del continuo fluvial, incrementando la fragmentación (Heino et al. 2009; Biffi, 2017) y aumentando el riesgo de depredación al fomentar el desplazamiento de los individuos fuera del agua. Esta situación es especialmente preocupante en el caso del desmán ibérico, sobre todo si la desecación afectase a los denominados refugios estivales (Fernández-González et al. 2014). Estos refugios son zonas generalmente ubicadas en las cabeceras de los ríos que resultan de vital importancia para la supervivencia del conjunto de la población (de un área mucho más amplia) durante el periodo de estiaje.

Dependiendo de la extensión afectada por el incendio, el tamaño de la subcuenca, la densidad de efectivos, la fragmentación y el aislamiento respecto a otras poblaciones, así la presencia de depredadores (presencia de visón americano *Neovisión vison*) o de puntos negros susceptibles de causar mortalidad, los efectos de los incendios pueden ser más o menos graves. En las poblaciones más pequeñas, y aisladas del resto, el riesgo de desaparición a corto o medio plazo de esa población es muy elevado, ya que se vuelven especialmente sensibles a los procesos de estocasticidad demográfica y ambiental, así como a la pérdida de variabilidad genética y los problemas derivados de la endogamia y la deriva génica.

Cuando se trata de poblaciones muy pequeñas, se pueden producir variaciones aleatorias en los procesos demográficos que pueden afectar gravemente no solo a las tasas de natalidad y mortalidad, sino que puede llevar a un grave desequilibrio entre sexos, pudiendo incluso causar problemas de endogamia en situaciones extremas donde existan pocos nacimientos. Del mismo modo, cuando las poblaciones están muy confinadas, como por ejemplo aquellas afectadas por grandes embalses, cualquier proceso ambiental como los incendios, puede tener consecuencias muy severas para la población, llegando incluso a producirse extinciones locales, debido a que la recolonización sería prácticamente imposible por la desconexión respecto al resto de núcleos poblacionales. Este acantonamiento también tiene consecuencias genéticas como la endogamia, y fruto precisamente de ese pequeño tamaño poblacional y de la pérdida de conectividad, podría verse afectadas por una depresión

endogámica o de deriva génica como consecuencia final de procesos de azar en la reproducción.

Apenas hay estudios específicos sobre el efecto de los incendios en el desmán ibérico en España (y a nivel mundial). Uno de estos escasísimos estudios, es el que se llevó a cabo con esta especie en la Sierra de la Paramera (Ávila) tras el grave incendio ocurrido en agosto de 2021. Se ha estimado una reducción de las poblaciones de desmán ibérico en entorno al 75% en los primeros 6 meses tras el incendio (Menéndez-Pérez et al. 2025 en preparación), así como la alteración de diversos parámetros poblacionales como la falta de reclutamiento durante los primeros años y un aumento de las tasas de envejecimiento de la población. Los efectos sobre la comunidad de macroinvertebrados fueron evidentes durante los dos primeros años, no solo en términos de diversidad de especies, sino también la biomasa disponible /m², incluso hasta el punto de que los animales capturados estaban casi un 15 % por debajo del peso medio de los animales del resto del núcleo población del del Sistema Central por la escasez de alimento.

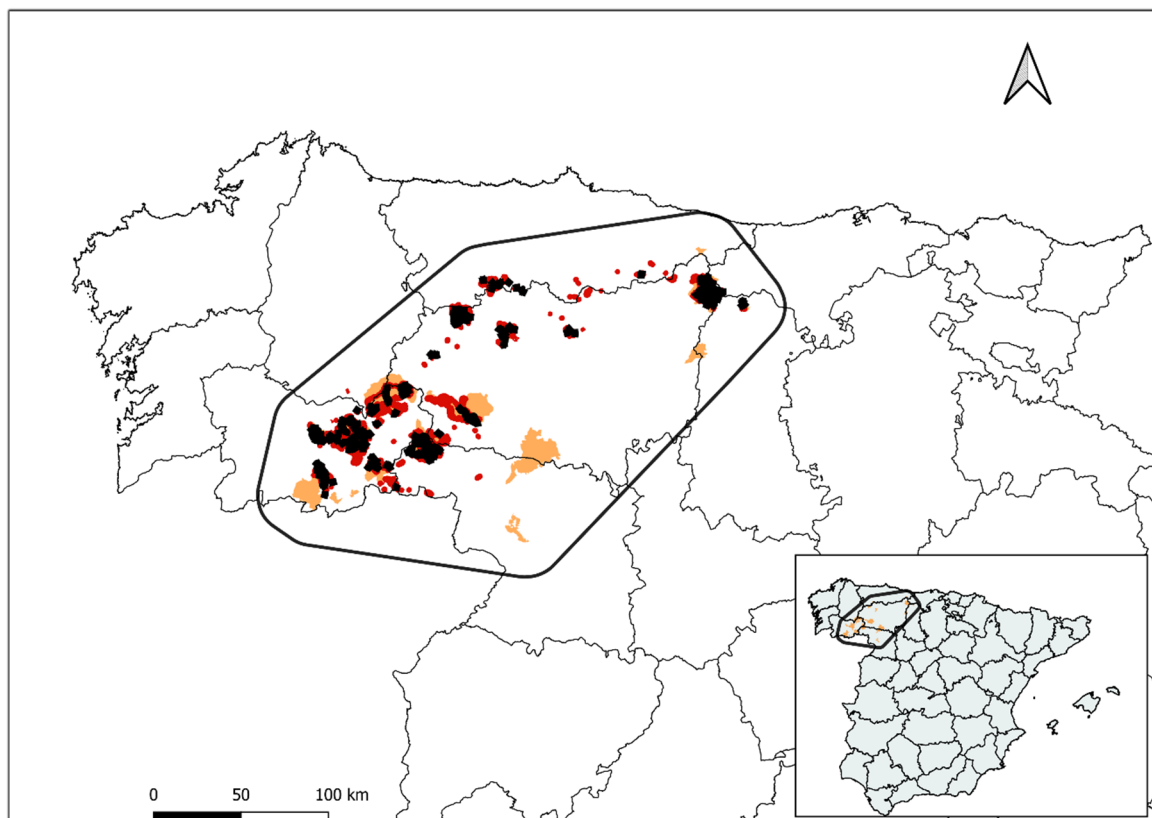
Metodología

Teniendo en cuenta lo expuesto en el punto anterior, la aproximación metodológica utilizada para explorar preliminarmente el impacto potencial de los incendios acaecidos sobre el desmán ibérico en el área de estudio, se basa en el área de subcuenca fluvial y kilómetros de río principal afectados en aquellas subcuencas con presencia constatada, por parte de los autores, de núcleos poblacionales de la especie. No se han tenido en cuenta pequeños arroyos ni escorrentías temporales en las estimas. Si bien es una aproximación inferida e indirecta del impacto potencial de los incendios sobre el desmán ibérico, puede contribuir a identificar las zonas donde puede haber afectado más los incendios a la especie, y en dónde habría que priorizar cualquier propuesta de actuación. Se asume que los incendios superiores a 1.000 ha que hayan afectado a subcuencas fluviales con presencia de desmán, produce potencialmente un efecto negativo, directo o indirecto, a corto o medio plazo, sobre la especie (Menéndez-Pérez et al. 2025 en preparación).

Como primer paso, se ha cruzado la información de presencia de núcleos poblacionales de desmán ibérico conocida por los autores con el polígono de estudio considerado, incluyendo sus subcuencas fluviales. A continuación, y dentro de dicho polígono, se han cruzado las zonas afectadas por los incendios que solapan con las subcuencas fluviales y aquellos tramos correspondientes con presencia de la especie. Se han utilizado dos aproximaciones: una a nivel de subcuenca (km² afectados) y otra a nivel de red fluvial (km de río afectados). Por afectado se consideró la superficie o tramo fluvial que solapaba con la capa de las zonas afectadas por los incendios a fecha de octubre 2025. Las unidades de afección se muestran a nivel de km lineales o km² por subcuenca fluvial, también su porcentaje respecto al total de sus respectivas subcuencas.

Resultados

En el **Mapa 1** se puede observar visualmente los núcleos poblacionales de desmán ibérico, conocidos por los autores, y afectados potencialmente por los incendios ocurridos en el verano de 2025 en el área de estudio.



Mapa 1. Polígono considerado para el estudio general (borde negro), zonas afectadas por el fuego (manchas naranjas), cuencas fluviales afectadas por los incendios (manchas rojas) y núcleos poblacionales de desmán ibérico conocidos por los autores en las zonas afectadas por el fuego (manchas negras).

Teniendo en cuenta la superficie absoluta de subcuencas fluviales con núcleos poblacionales de desmán afectada/km², la subcuenca del Sil es, con diferencia, la más afectada con 912,11 km² de subcuenca afectada por los incendios casi quintuplicando a la segunda más afectada (Esla). Sin embargo, si tenemos en cuenta en términos de porcentaje de superficie de cada subcuenca, es la subcuenca del Esla la más afectada con un 25% de cuenca afectada, seguida de las subcuencas del Sil (23%) y del Miño (22%). En total, un 17% de la superficie de las subcuencas fluviales con presencia conocida de poblaciones de demán ibérico por los autores de este estudio se ha visto afectada negativamente por los grandes incendios ocurridos en el área de estudio en el verano de 2025 (**Tabla 1**).

Tabla 1. Superficie de las subcuencas fluviales con núcleos poblacionales de desmán afectada/km², y porcentaje respecto al total de cada subcuenca. En negrita se destacan los más afectados y el total.

Subcuenca Fluvial	Superficie Km ²	Superficie de las subcuencas fluviales con núcleos poblacionales de desmán afectada/km ²	% de afección
Deva	240,32	10,77	4%
Esla	561,79	140,82	25%
Luna	1137,33	53,87	5%
Miño	143,15	31,32	22%
Nalón	358,48	3,80	1%
Narcea	236,35	28,82	12%
Navia	67,40	5,17	8%
Pisuerga	164,86	7,69	5%
Sabor	108,66	2,88	3%
Sella	167,28	2,04	1%
Sil	3888,31	912,11	23%
Tâmega	270,76	52,21	19%
Tera	634,41	99,15	16%
Túa	279,81	14,21	5%
Total	8258,90	1364,85	17%

Teniendo en cuenta los kilómetros lineales de río afectados por incendio y con presencia de núcleos poblacionales de desmán ibérico, de nuevo el Esla sería la subcuenca más afectada, más de 76 km lineales de 105 km con presencia conocida de desmán ibérico se han podido ver afectados por los incendios en el verano de 2025 (73% de su distribución en esta subcuenca). Las subcuencas del río Tera en Zamora (24%), y el Miño (23%) serían las otras subcuencas fluviales con mayores afecciones en km lineales en sus cuencas fluviales con núcleos poblacionales de desmán ibérico. En total, serían más de 312 kilómetros de cursos fluviales afectados con presencia de desmán en las subcuencas consideradas en el área de este estudio.

Tabla 2. Kilómetros lineales totales de río principal y afectados por los incendios en las subcuencas fluviales con núcleos poblacionales de desmán, y porcentaje respecto al total de cada subcuenca. En negrita se destacan los más afectados y el total.

Subcuenca Fluvial	Km lineales	Km lineales de río afectados por incendio y con presencia de núcleos poblacionales de desmán ibérico	% de afección
Deva	24,12	1,65	7%
Esla	105,18	76,35	73%
Luna	440,57	10,28	2%
Miño	125,19	24,29	19%
Nalón	65,22	0,63	1%
Narcea	36,84	0,74	2%
Pisuerga	73,81	2,14	3%
Sil	1209,28	154,50	13%
Tâmega	164,88	13,66	8%
Tera	116,82	28,26	24%
Túa	104,19	0,16	0%
Total	2466,10	312,67	13%

7. Medidas de conservación y gestión

Los efectos a nivel poblacional en los núcleos afectados por los incendios van a ser más o menos graves dependiendo de los siguientes factores:

- El tamaño poblacional del núcleo ocupado, que está relacionado con la extensión de la red hidrográfica. Los núcleos pequeños de varias decenas de individuos son mucho más vulnerables que los grandes núcleos de varios cientos de ejemplares
- El aislamiento y la desconexión de la cuenca afectada respecto a subcuencas vecinas no afectadas. Subcuencas perfectamente conectadas con otras cuencas vecinas no afectadas por el fuego, tienen una mayor capacidad de recuperación por disponer de zonas refugio así como posibles fuentes de recolonización.
- Los factores de mortalidad presentes en la zona afectada. Si en la zona existen puntos negros en la red fluvial susceptibles de causar mortalidad accidental (captaciones y derivaciones, conducciones cerradas, vertidos contaminantes, etc) o la densidad de depredadores es elevada como por ejemplo la de visón americano (*Neovison vison*), el efecto de la mortalidad post incendio puede verse agravado por la mortalidad accidental adicional o una tasa de depredación excesiva que puede poner en jaque la persistencia de la población superviviente al incendio.

En este estudio preliminar no se ha tenido en cuenta ni el tamaño poblacional de los distintos núcleos afectados, ni el aislamiento de dichos núcleos, y mucho menos la abundancia o densidad de predadores. En cualquier caso, los guarismos obtenidos en

este análisis preliminar son muy preocupantes, y requerimos prestar atención a los efectos que estos incendios puedan estar teniendo ahora o en el futuro sobre la especie.

Por ello, sugerimos una serie de medidas, que pueden ser aplicadas de manera genérica a todas las zonas, priorizando en función de los resultados obtenidos en las Tablas 1 y 2.

Acciones urgentes recomendadas:

- Realización de una evaluación rápida de campo, lo antes posible tras el incendio, del grado de afección en las subcuencas más afectadas (ver subcuencas en negrita en Tabla 1 y 2), para identificar puntos y tramos concretos de máximo riesgo de arrastres de lodo y ceniza a los ríos. Esta evaluación puede incluir el análisis y seguimiento fisicoquímico de las aguas, los cauces y riberas.

- Monitorización de las poblaciones desde el momento post-incendio: Resulta necesario evaluar los efectos del incendio sobre los parámetros demográficos y poblacionales de las subcuencas afectadas para adoptar las decisiones de manejo de las poblaciones que se consideren oportunas. El seguimiento debe prolongarse al menos 4 -5 años posteriores al incendio para constatar una eventual recuperación de las poblaciones, ya que es el tiempo que se ha visto en el norte de Portugal que tardan en recuperarse las poblaciones cuando hay buena conectividad con los valles vecinos.

- Monitorización de las condiciones de habitabilidad en las subcuencas afectadas. se considera necesario evaluar el estado del hábitat atendiendo a la disponibilidad de refugio, condiciones fisicoquímicas e hidromorfológicas, disponibilidad de alimento (biomasa de macroinvertebrados), presencia de contaminantes derivados de los aportes de cenizas al río (metales pesados e hidrocarburos aromáticos policíclicos) de manera que se disponga de datos sobre el estado del hábitat.

- Actuaciones urgentes de restauración hidrológico-forestal que mitiguen los arrastres de cenizas y lodos de mayor envergadura a los cauces de los ríos, tanto para preservar la calidad del hábitat del desmán ibérico, como para garantizar el acceso a agua potable de la población local que vive y consume agua de los cauces afectados.

- Rescate y traslocación de efectivos como medida extrema en el caso de que el seguimiento de las subcuencas afectadas indique una grave afección del hábitat y unas posibilidades prácticamente nulas de acceder a refugios en valles vecinos.

Acciones a medio/largo plazo:

- Control de especies exóticas invasoras. Tras un incendio es prioritario garantizar la supervivencia de los ejemplares y por ello es una prioridad controlar los factores de mortalidad, entre ellos la depredación por parte del visón americano. En las cuencas afectadas por incendios y subcuencas aledañas se debe establecer un programa de control intensivo del visón americano que asegure la persistencia de los ejemplares supervivientes del incendio.

- Corrección de puntos negros susceptibles de causar mortalidad. En línea con el apartado anterior es prioritario corregir y adaptar todas aquellas infraestructuras fluviales susceptibles de causar mortalidad por ahogamiento o atrapamiento (captaciones, tuberías y otras tomas de agua y conducciones cerradas, canales de derivación sin dispositivos de retención etc).

-Ampliación de las actuaciones hidrológico-forestales específicas de corrección de escorrentías y minimización de los procesos erosivos a medio plazo a la totalidad del territorio afectado por el fuego. Son todo un conjunto de medidas hidrológico-forestales típicamente empleadas para reducir los procesos de pérdida de suelo y arrastres de finos y cenizas tras un incendio forestal y que tiene como objetivo común reducir el ingreso de sedimentos en el río. Fajinas, albarradas, gaviones, mulching, helimulching, estaquillados y empalizadas, son medidas que aplicadas en los instantes y meses posteriores al incendio, pueden minimizar una parte de los procesos erosivos y reducir los aportes de sedimentos y cenizas al río. En cambio, realizadas a destiempo (transcurridos por ejemplo más de 6 meses cuando ya ha comenzado la regeneración natural) puede suponer un nuevo foco de perturbación. La corrección de escorrentías en toda la red de infraestructuras forestales (red de caminos, pistas forestales y cortafuegos) debe ser una prioridad y todas las infraestructuras deben contar con medidas oportunas para evitar los arrastres de finos y la colmatación de los lechos fluviales.

- Reforestación de zonas afectadas. La ejecución de plantaciones de ribera con especies autóctonas que incluyan todo un elenco de especies arbóreas, arbustivas y herbáceas permitirán afianzar las orillas, reducir los aportes de materia por escorrentías laterales y generarán el refugio necesario para la persistencia de la especie. La reforestación de las laderas en las que se haya producido una importante pérdida de suelo acompañadas de la protección de suelo mediante mulch, empleando especies autóctonas de todos los estratos, es la fórmula más efectiva para acelerar el proceso y reducir los tiempos de recuperación. Las actuaciones deben estar coordinadas y evitar que se conviertan en nuevos focos de perturbación post incendio como consecuencia de la apertura de pistas, la remoción de sedimentos o la alteración de los suelos ya consolidados tras el incendio.

- Promover el conocimiento y la concienciación sobre el estado crítico en el que se encuentra la especie, con el fin de mejorar su protección en las zonas con presencia, mediante campaña de sensibilización en colegios, juntas vecinales, asociaciones y público en general.

- Incentivar planes colaborativos de protección y conservación con juntas vecinales y ayuntamientos, en los que se incluya la corrección de puntos negros, cambio de hábitos que puedan perjudicar a la especie, y que puedan favorecer la conservación de su hábitat.

8. Fuentes bibliográficas principales

- Aymerich, P. & Gosálbez, J. 2014. El Desmán Ibérico (*Galemys pyrenaicus*) en los Pirineos meridionales. Munibe Monographs. Nature Series, 3: 37-77.
- Beakes, M. P., J. W. Moore, S. A. Hayes, and S. M. Sogard. 2014. Wildfire and the effects of shifting stream temperature on salmonids. *Ecosphere* 5:63.
- Benda, L., D. Miller, P. Bigelow, and K. Andras. 2003. Effects of post-wildfire erosion on channel environments, Boise River, Idaho. *Forest Ecology and Management* 178:105–119.
- Biffi M, Gillet F, Laffaille P, Colas F, Aulagnier S, Blanc F, et al. 2017a. Novel insights into the diet of the Pyrenean desman (*Galemys pyrenaicus*) using next-generation sequencing molecular analyses. *J Mammal.* 2017; <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyx070>

- Biffi, M. 2017b. Influence des facteurs environnementaux et des interactions biotiques sur la sélection de l'habitat et le régime alimentaires du desman des Pyrénées, *Galemys pyrenaicus*. Thèse doctorale. Université Toulouse 3 Paul Sabatier. 270 pp.
- Coombs, J. S., and J. M. Melack. 2013. The initial impacts of a wildfire on hydrology and suspended sediment and nutrient export in California chaparral watersheds. *Hydrological Processes* 27:3842–3851.
- Cooper, S. D., H. M. Page, S. W. Wiseman, K. Klose, D. Bennett, T. Even, S. Sadro, C. E. Nelson, and T. L. Dudley. 2015. Physicochemical and biological responses of streams to wildfire severity in riparian zones. *Freshwater Biology*. doi:10.1111/fwb.12523
- Dahm, C. N., R. I. Candelaria-Ley, C. S. Reale, J. K. Reale, and D. J. Van Horn. 2015. Extreme water quality degradation following a catastrophic forest fire. *Freshwater Biology*. doi:10.1111 /fwb.12548
- Earl, S. R., and D. W. Blinn. 2003. Effects of wildfire ash on water chemistry and biota in south-western U.S.A. streams. *Freshwater Biology* 48:1015–1030.
- Escoda, L. & Castresana, J. (2021). The genome of the Pyrenean desman and the effects of bottlenecks and inbreeding on the genomic landscape of an endangered species. *Evolutionary Applications*. 14. 10.1111/eva.13249.
- Escoda L, Fernández-González A, Castresana J 2019. Quantitative analysis of connectivity in populations of a semi-aquatic mammal using kinship categories and network assortativity. *Molecular Ecology Resources*, 19, 310–326.
- Escoda, L., González-Esteban, J., Gómez, A. & Castresana, J. 2017. Using relatedness networks to infer contemporary dispersal: application to the endangered mammal *Galemys pyrenaicus*. *Molecular Ecology*. DOI: 10.1111/mec.14133
- Esnaola, A.; González –Esteban, J.; Elosegui, A.; Arrizabalaga-escudero, A. & Aihartza, J. 2018. Need for speed: Preference for fast-flowing water by the endangered semi-aquatic Pyrenean desman (*Galemys pyrenaicus*) in two contrasting streams. *Aquatic Conservation: Marine and freshwater ecosystems* 2018: 1-10.
- Fernández-González, Á.; García J.A.; Menéndez, D. & Fernández-Menéndez D. 2014. Evidencias de una ocupación temporal por parte del Desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*) de cursos fluviales con una marcada estacionalidad en el norte de Portugal. *Galemys, Spanish Journal of Mammalogy* nº 26: 57-64.
- Fernández-González, A.; Valle, J.M., Fernández - López, J.; Munné, S. & Menéndez-Rodríguez, D. (2016). Dispersión, conectividad y estructura poblacional del Desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*) en las cabeceras de los ríos Tera y Tuela (Zamora). TRAGSA - Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Informe Inédito. 70 pp.
- Gisbert J., García-Perea R., Fernández-González Á. y Quaglietta L. 2024. El desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*): Revisión del estado de conservación. Málaga, España: UICN.
- Gresswell, R. E. 1999. Fire and aquatic ecosystems in forested biomes of North America. *Transactions of the American Fisheries Society* 128:193–221.
- Heino, J., Virkkala, R., & Toivonen, H. 2009. Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. *Biological Reviews*, 84(1), 39-54.
- Malison, R. W., and C. V. Baxter. 2010. The fire pulse: wildfire stimulates flux of aquatic prey to terrestrial habitats driving increases in riparian consumers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67:570–579

- Menéndez-Pérez, D., Fernández-González, A., González-Ibañez, A., González –Esteban, J., Ardura Gutiérrez, A. 2025. Megafires: a severe threat to the future of the Iberian Desman (*Galemys pyrenaicus*). Abstract póster Congreso SECEM 2025 (en preparación).
- Minshall, G. W. 2003. Responses of stream benthic macroinvertebrates to fire. *Forest Ecology and Management* 178: 155–161.
- Nores, C. 2017. Desmán ibérico – *Galemys pyrenaicus*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Nores, C., Queiroz, A.I. & Gisbert, J. 2002. *Galemys pyrenaicus* (E. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) Desmán ibérico: 70-73. In: Palomo, L.J. y Gisbert, J. (Eds.) Atlas de los Mamíferos terrestres de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid, 564 pp.
- Nores, C., Ojeda, F., Ruano, A., Villate, I., González, J., Cano, J. M. & García Álvarez, H. E. 1992. Aproximación a la metodología y estudio del área de distribución, estatus de población y selección de hábitat del Desmán (*Galemys pyrenaicus*) en la Península Ibérica. Informe inédito. ICONA – Universidad de Oviedo. 103 pp.
- Quaglietta, L., Gisbert, J., García-Perea, R. & Fernández-González, A. 2024. *Galemys pyrenaicus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2024: e.T8826A227363991. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2024-2.RLTS.T8826A227363991.en>. Accessed on 06 November 2025.
- Queiroz, A. I., Quaresma, C. M., Santos, C. P., Barbosa, A., Carvalho, H. 1996. Desmán distribution in Portugal. Current knowledge. Council of Europe Environmental Encounters Series, 25: 19-23.
- Querejeta, M.; Fernández- González, A., Romero, R. Y Castreana, J. 2017. Postglacial dispersal patterns and mitochondrial genetic structure of pyrenean desman (*Galemys pyrenaicus*) in the north – western región of the iberian peninsula. *Ecology & Evolution*. Volume7, Issue12. Pages 4486-4495. <https://doi.org/10.1002/ece3.3034>.
- Querejeta, M.; Glez-Esteban, J., Gomez, A.; Fernández – González, A.; Aymerich, A.; Gosalbez, J.; Escoda, L.; Igea, J. & Castresana, J. (2016). Genomic diversity and geographical structure of the Pyrenean Desman. *Conservation Genetics* (2016) 17: 1333. <https://doi.org/10.1007/s10592-016-0865-y>.
- Rieman, B. E., C. H. Luce, R. E. Gresswell, and M. K. Young. 2003. Introduction to the effects of wildland fire on aquatic ecosystems in the Western USA. *Fire Ecology and Management* 178:1–3.
- Rodríguez-Lozano, P., M. Rieradevall, M. A. Rau, and N. Prat. 2015. Long-term consequences of a wildfire for leaf-litter breakdown in a Mediterranean stream. *Freshwater Science* 34(4):1482-1493. DOI: 10.1086/683432
- Santamarina, J. 1995. Distribución de algunas especies de vertebrados terrestres en la cuenca del río Ulla (Galicia) en relación con la calidad de las aguas. *Ecología*, 9: 353-365.
- Santamarina, J. 1993. Trophic resources of *Galemys pyrenaicus* (Geoffroy, 1811) in relation with water quality. Proceedings of the Meeting on the Pyrenean Desmán. 28th September – 1st October 1992. Lisboa Portugal. Serviço de Parques, Reservas e Conservação da Natureza – Museu Nacional de Historia Natural, Lisboa: 27-32.
- Sestrich, C. M., T. E. McMahon, and M. K. Young. 2011. Influence of fire on native and non-native salmonid populations and habitat in a western Montana basin. *Transactions of the American Fisheries Society* 140:136–146.

- Sherson, L. R., D. J. Van Horn, J. D. Gomez-Velez, L. J. Crossey, and C. N. Dahm. 2015. Nutrient dynamics in an alpine headwater stream: use of continuous water quality sensors to examine responses to wildfire and precipitation events. *Hydrological Processes* 29:3193–3207.
- Vaz, P. G., E. C. Merten, D. R. Warren, K. Durscher, M. Tapp, C. T. Robinson, F. C. Rego, and P. Pinto. 2015. Fire meets inland water via burned wood: and then what? *Freshwater Science* Vol. 34, No. 4 (December 2015), pp. 1468-1481.

Oso (*Ursus arctos*)

Autores: Manuel Díaz Fernández¹ y Javier Naves²

¹ Fundación Oso de Asturias, 33114 Proaza, Asturias, España

² Departamento de Biología de la Conservación, Estación Biológica de Doñana-CSIC, 41092 Sevilla, España

1. Identificación de la especie

Nombre científico: *Ursus arctos* Linnaeus, 1758

Nombre común: Oso pardo

2. Categorías de amenaza

UICN (global): Preocupación menor – Least Concern (LC)

UICN (España): Sin evaluación

3. Categorías de protección

Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): En peligro de extinción. Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas.

Catálogo Autonómico y categoría:

Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Fauna Vertebrada del Principado de Asturias: En peligro de extinción. Decreto 32/1990, de 8 de marzo, por el que se crea el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Fauna Vertebrada del Principado de Asturias y se dictan normas para su Protección (BOPA núm. 75, de 30 de marzo de 1990).

Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Cantabria: En peligro de extinción. Decreto 120/2008, de 4 de diciembre, por el que se regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Cantabria (BOC 249, de 26 de diciembre de 2008).

Catálogo galego de especies amenazadas: En peligro de extinción. Decreto 88/2007 de 19 de abril (DOGA 89, de 9 de mayo de 2007).

4. Descripción de la especie

El oso pardo es un mamífero carnívoro de la familia Ursidae, ampliamente distribuido por Norteamérica y Eurasia. Es uno de los grandes carnívoros más abundantes y ampliamente distribuidos del mundo, contando con alrededor de 200.000 individuos distribuidos en 44 poblaciones (McLellan et al., 2017). En Europa se estiman unos 20.000 ejemplares distribuidos en 10 poblaciones diferentes (Kaczensky et al., 2024). Algunas de estas cuentan con varios miles de individuos (Cárpatos, Alpes Dináricos-Pindos o Escandinavia). Sin embargo, hay otras poblaciones pequeñas en el sur de Europa con unos pocos cientos de individuos como la de la cordillera Cantábrica, o incluso menos como la de los Pirineos, los Alpes centrales o los Apeninos (Kaczensky et al., 2024). A pesar de que en la actualidad todas estas poblaciones presentan una tendencia estable o incluso creciente en abundancia y distribución, algunas aún están

gravemente amenazadas por su bajo número de individuos y por su aislamiento respecto al resto de poblaciones, como es el caso del oso pardo cantábrico.

Además de su amplia distribución geográfica, el oso pardo tiene una dieta omnívora generalista (Bojarska & Selva, 2012). Esta dieta tan variada le otorga una gran flexibilidad ecológica que le permite ocupar una amplia diversidad de hábitats, desde la tundra hasta los bosques templados. Las poblaciones de bosques templados, con una temperatura media más alta, mayor precipitación y productividad, tienden a presentar dietas más variadas y a ser menos dependientes del consumo de vertebrados (Bojarska & Selva, 2012). En la cordillera Cantábrica el oso pardo es mayoritariamente herbívoro, siendo su alimento principal las gramíneas y herbáceas en primavera, los frutos carnosos en verano y los frutos secos en otoño e invierno (Naves et al., 2006). Los vertebrados constituyen menos del 10 % del volumen total de su dieta (Naves et al., 2006; Rodríguez et al., 2007).

5. Distribución, tamaño poblacional y hábitat

Área de distribución en España:

El oso pardo cantábrico se distribuye a lo largo de la cordillera Cantábrica y sus estribaciones, con presencia en cuatro comunidades autónomas: Asturias, Cantabria, Castilla y León y Galicia. Esta población se divide tradicionalmente en dos subpoblaciones que llegaron a estar completamente aisladas (Clevenger & Purroy, 1991): la occidental y la oriental. Debido al proceso de recuperación que ha venido sufriendo desde finales del siglo pasado (López-Bao et al., 2021a), la conexión genética entre ambas subpoblaciones se ha restablecido (Gonzalez et al., 2016; Perez et al. 2014). Con datos del periodo 2013-2021, se calcula un área de distribución de alrededor de 17.000 km² a escala de cuadrículas de 5x5 km (Díaz-Fernández et al. 2023).

Tamaño poblacional:

Los trabajos más recientes publicados que estiman la población de oso pardo cantábrico hablan de 275 osos (223-338, 95% ICB, para 2019) en el núcleo occidental y 50 (35-71, 95% ICB, para 2017) en el oriental (López-Bao et al. 2021b). Un estudio más reciente que está pendiente de publicación, con datos de 2020, y a partir de muestras que abarcan la totalidad del territorio, estima la población cantábrica de osos en 367 individuos (95% BCI: 327–408) en dos núcleos que albergan aproximadamente 250 y 120 individuos, respectivamente, conectados por un área intermedia de baja densidad (Jiménez et al. 2025).

Hábitat:

El hábitat del oso pardo cantábrico está condicionado por la disponibilidad continua de alimento y la presencia de áreas de refugio. De forma ideal, este hábitat se organiza como un mosaico de bosques caducifolios (hayedos, robledales y abedulares), intercalados con matorrales de brezo y piorno, pastizales y zonas rocosas que proporcionan oseras y lugares de encame. Estas áreas suelen situarse en terrenos montañosos a medianas y elevadas altitudes, donde se reduce la intensidad de uso humano. Sin embargo, la tendencia creciente de la población en un hábitat limitado y altamente humanizado puede conllevar cambios en el uso de este hábitat y que algunos individuos se vean obligados a utilizar hábitats de peor calidad y más próximos a los humanos.

6. Impacto del incendio

Metodología

Se ha calculado la afección de los incendios en el área de presencia del oso pardo a dos escalas: cuadrículas de 5x5 km (distribución original del trabajo de Díaz-Fernández et al., 2023) y de 10x10 km, escalando a partir de los centroides de las cuadrículas de 5x5 km. Se han seleccionado estas escalas por diversos motivos. Por un lado, la distribución más reciente del oso pardo cantábrico publicada utiliza cuadrículas de 5x5 km (Díaz-Fernández et al., 2023). Esta escala espacial ha sido utilizada tradicionalmente en diversos trabajos de hábitat del oso pardo (Fernández et al., 2012; Martín et al., 2012; Naves et al., 2003; Nellemann et al., 2007; Scharf & Fernández, 2018). Es una superficie que se ajusta al home range mínimo de un individuo de esta especie (Hertel et al., 2025). Por otro lado, la escala espacial de 10x10 km es una escala habitualmente utilizada en los atlas de distribución de especies, lo cual permite comparaciones temporales, espaciales y entre especies.

Dentro de estas dos escalas espaciales hemos hecho los cálculos de afección por número de cuadrículas (número de cuadrículas con presencia afectadas por incendios y el porcentaje % del total de cuadrículas con presencia que representan) y por superficie (superficie total dentro del área de presencia del oso pardo, definida por las cuadrículas de 5x5 km o 10x10 km que ha resultado afectada por incendios y el porcentaje % del área de presencia que representa).

Estos cálculos los hemos hecho dentro del polígono de incendios seleccionado como área de estudio (hay cuadrículas con presencia de oso fuera del polígono como se ve en los mapas). Dentro de este área de estudio hemos seleccionado diferentes zonas para medir dicha afección: 1) Presencia 2013-2021, que representa la afección de los incendios de 2025 a las cuadrículas con presencia del oso pardo cantábrico en el periodo 2013-2021 dentro del área de estudio; 2) Ganancia 2003-2012->2013-2021, que representa la afección de los incendios de 2025 sobre las cuadrículas de nueva presencia en 2013-2021 con respecto a 2003-2012 dentro del área de estudio; 3) **Expansión suroccidente 2013-2021**, que representa la afección de los incendios de 2025 sobre las cuadrículas de presencia en 2013-2021 en un área de estudio concreta, que es la zona donde se expande principalmente la población de oso pardo cantábrico hacia el suroccidente (Mapa 3). En estos datos solo se incluyen las cuadrículas referentes a los datos de presencia aportados por las administraciones para el periodo 2013-2021 (Díaz-Fernández et al., 2023). 4) **Expansión suroccidente 2012-2025**, que representa la afección de los incendios de 2025 en esa zona concreta de expansión, pero además de las cuadrículas con presencia para el periodo 2013-2021 de Díaz-Fernández et al., 2023, se le han añadido las cuadrículas con presencia recogidas en el trabajo de Durá-Alemañ et al. 2025, que incluye datos de esa zona concreta entre 2012 y julio de 2025, y aporta algunas cuadrículas nuevas con presencia (Tabla 1).

Resultados

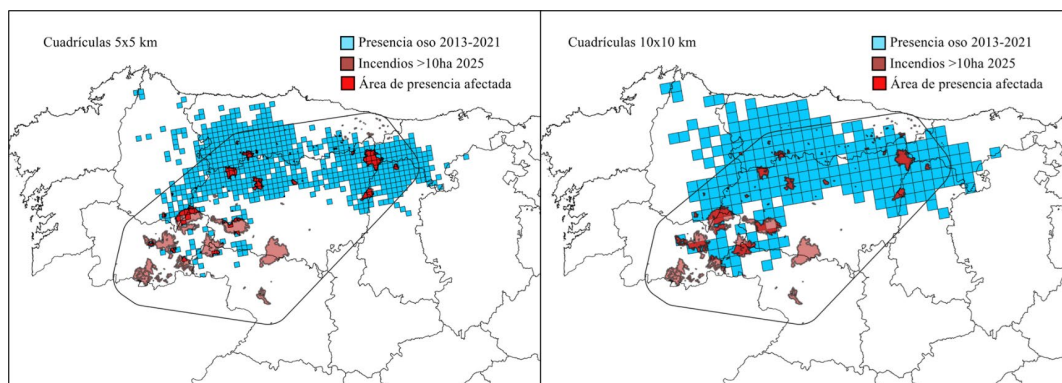
Tabla 1. Afección de los incendios de >10ha hasta el 18/09/2025 en el área de presencia del oso pardo cantábrico por número de cuadrículas totales (5x5km;10x10km) y por superficie total afectada

Zona	Escala	Nº cuadrículas presencia	Nº cuadrículas afectadas	% afectadas	Área presencia (km²)	Área afectada (km²)	% área afectada
Presencia 2013-2021	5x5 km	544	136	25	13600	813.1	6
Ganancia 2003-2012→2013-2021	5x5 km	205	59	29	5125	357.1	7
Expansión suroccidente 2013-2021	5x5 km	55	32	58	1375	301.4	22
Expansión suroccidente 2012-2025	5x5 km	82	49	60	2050	472.1	23
Presencia 2013-2021	10x10 km	193	91	47	19300	1347.2	7
Ganancia 2003-2012→2013-2021	10x10 km	62	31	50	6200	567.6	9
Expansión suroccidente 2013-2021	10x10 km	36	24	67	3600	547.9	15
Expansión suroccidente 2012-2025	10x10 km	55	44	80	5500	1204.1	22

Afección en el área de presencia 2013-2021:

Dentro del polígono que delimita el área de estudio utilizada para evaluar el impacto de los incendios desde el 01/01/2025 hasta el 18/09/2025 en la cordillera Cantábrica, encontramos 544 cuadrículas de 25km² con presencia de oso para el periodo de 2013-2021 (Mapa 1). De estas 544 cuadrículas, 136 han sido afectadas por incendios forestales de >10ha ocurridos a lo largo de 2025, lo que representa un 25% de las cuadrículas con presencia de la especie dentro del área de estudio. En cuanto a superficie, los incendios han afectado 813 km², lo que representa un 6% del área de presencia (Mapa 1; Tabla 1).

A escala de cuadrículas de 10x10 km, observamos un impacto ligeramente mayor en el porcentaje de afección. De las 193 cuadrículas con presencia en 2013-2021, 91 han sido afectadas por incendios de >10 ha en 2025, lo que representa un 47% del total de cuadrículas con presencia dentro del área de estudio. En cuanto a superficie, la afección es del 7% del área total de las cuadrículas de 10x10 km con presencia de oso (Mapa 1; Tabla 1).

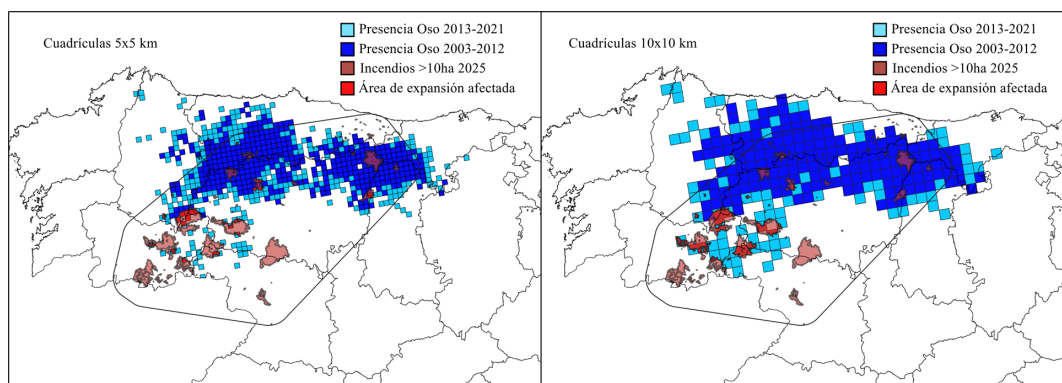


Mapa 1. Impacto de los incendios de 2025 de >10ha a las cuadrículas 5x5 km (izquierda) y 10x10 km (derecha) con presencia de oso pardo para el periodo 2013-2021.

Afección en las áreas de ganancia de distribución (2003-2012 -> 2013-2021):

Si nos centramos en la afección de los incendios en los territorios de expansión de la población, observamos que entre el periodo de 2003-2012 y el de 2013-2021 hay un aumento de 205 cuadrículas de 5x5 km con presencia de oso, de las cuales hay 59 afectadas por los incendios de 2025, lo que supone el 29% de las mismas. En cuanto a la superficie afectada por los incendios, hablaríamos de un 7% dentro de esas cuadrículas de nueva distribución (Mapa 2; Tabla 1).

En el caso de las cuadrículas de 10x10 km, el aumento en el área de presencia para el periodo de 2013-2021 con respecto a 2003-2012 es de 62 cuadrículas, de las cuales hay 31 afectadas (50%). El porcentaje del área de presencia afectada es del 9% (Mapa 2; Tabla 1).



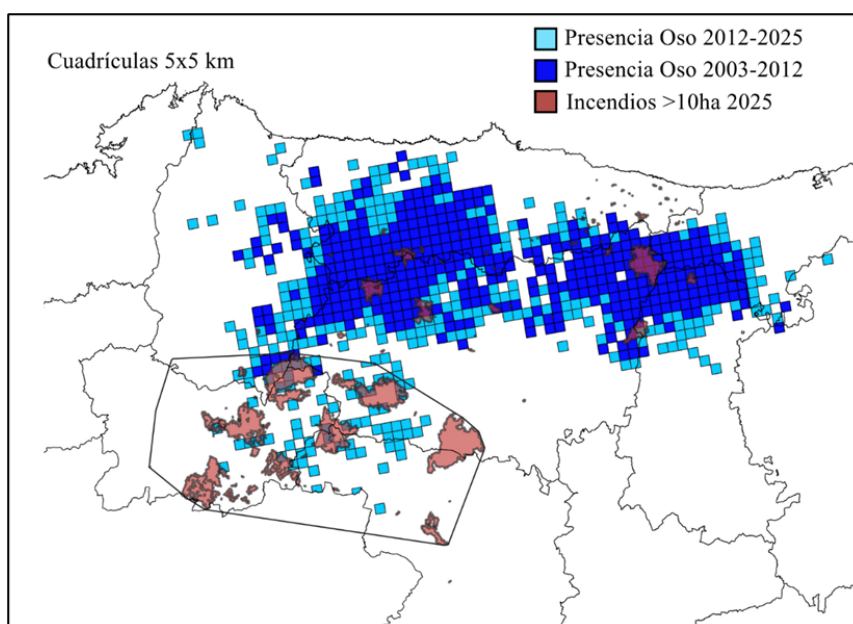
Mapa 2. Impacto de los incendios de 2025 de >10ha a las cuadrículas 5x5 km (izquierda) y 10x10 km (derecha) con presencia nueva de oso pardo en el periodo 2013-2021 con respecto al periodo de 2003-2012.

Afección en el área de expansión suroccidental:

Basándonos en los cambios en el área de distribución del oso pardo cantábrico (Díaz-Fernández et al. 2023), observamos que en su zona occidental la población se expande principalmente hacia el sur (sur de León, Orense y norte de Zamora), coincidiendo con una zona especialmente afectada por los incendios de 2025 (ver polígono en Mapa 3). Por este motivo, se exploró la afección de los incendios en esta zona concreta ya que los resultados de los cambios en la distribución muestran que es uno de los principales frentes de expansión de la población de oso pardo cantábrico. Además de los datos de las administraciones recopilados por Díaz-Fernández et al., 2023 para el periodo 2013-2021,

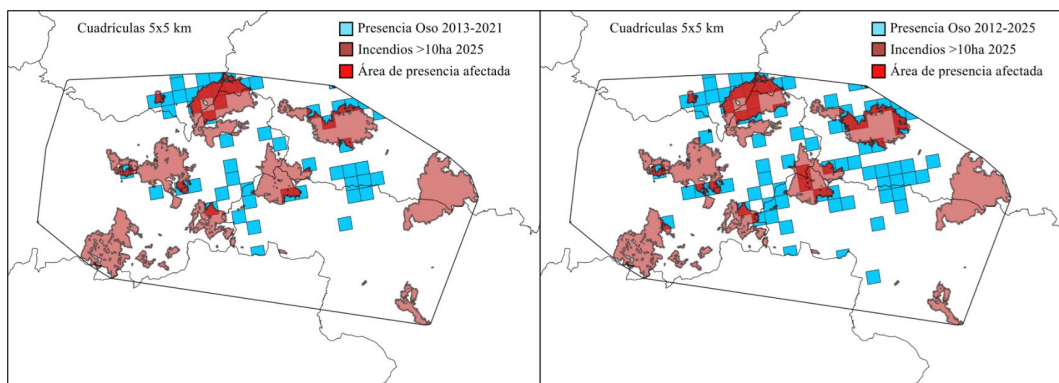
un reciente trabajo publicado este mismo año (Durá-Alemañ et al. 2025), recopila citas de esta zona concreta entre 2012 y julio de 2025, aportando nuevos datos de presencia en esta zona.

En el Mapa 3, Presencia Oso 2012-2025 incluye datos de cuadrículas con presencia procedentes de las administraciones para el periodo de 2013-2021 recopilados por Díaz-Fernández et al., 2023 y cuadrículas con presencia procedentes de las citas recopiladas por Durá-Alemañ et al. 2025 entre 2012 y julio de 2025. Por ello en este apartado se muestra la afección por los incendios con ambos criterios, solo para las cuadrículas con presencia entre 2013-2021, que son los datos procedentes exclusivamente de las administraciones, y para las cuadrículas con presencia entre 2012-2025 juntando los dos criterios.



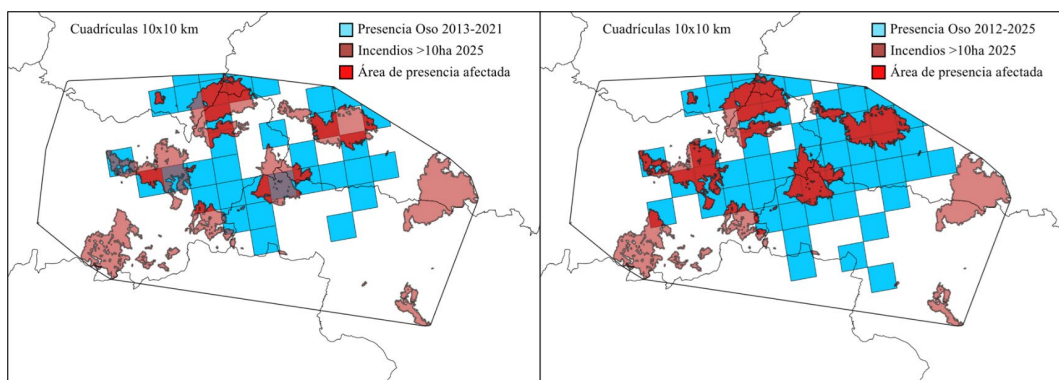
Mapa 3. Polígono que delimita el área de estudio para medir afección de los incendios en el área de expansión suroccidental del oso pardo cantábrico.

En esta zona de expansión hacia el suroccidente, encontramos 55 cuadrículas de 5x5 km con presencia en 2013-2021, de las cuales 32 han sido afectadas por los incendios, lo que representa 58%. En cuanto a la superficie quemada, representa un 22% del área total de presencia en esta zona para 2013-2021. Si además de los datos de presencia recopilados por Díaz-Fernández et al. 2023, añadimos las cuadrículas con presencia detectada en esa zona entre 2012 y 2025 recopiladas por Durá-Alemán et al. 2025, encontramos 82 cuadrículas con presencia entre 2012 y 2025, de las cuales 49 están afectadas por los incendios de 2025, representando el 60%. En cuanto a superficie quemada, esta representa un 23% del área total de presencia en esta zona para 2012-2025 (Tabla 1; Mapa 4).



Mapa 4. Impacto de los incendios de 2025 de >10ha a las cuadrículas 5x5 km con presencia reciente de oso pardo en la zona suroccidental. A la izquierda para las cuadrículas con datos para el periodo 2013-2021 (Díaz-Fernández et al., 2023) y a la derecha con las cuadrículas añadidas por los datos recopilados por Durá-Alemañ et al. 2025 entre 2012 y 2025.

En el caso de las cuadrículas 10x10 km, observamos 36 cuadrículas con presencia en el periodo entre 2013 y 2021 en esta zona. De estas, 24 han sido afectadas por los incendios (67%). En cuanto a la superficie quemada, representa un 15% del área total de presencia en esta zona para 2013-2021. Cuando añadimos las cuadrículas con presencia reportadas por Durá-Alemañ et al. 2025 encontramos 55 cuadrículas con presencia de oso para el periodo 2012-2025, estando afectadas por los incendios 44 (80%). En cuanto a la superficie quemada, esta representa un 22% del área total de presencia de oso pardo en esta zona para 2012-2025 (Tabla 1; Mapa 5).



Mapa 5. Impacto de los incendios de 2025 de > 10 ha a las cuadrículas 10x10 km con presencia reciente de oso pardo en la zona suroccidental. A la izquierda para las cuadrículas con datos para el periodo 2013-2021 (Díaz-Fernández et al., 2023) y a la derecha con las cuadrículas añadidas por los datos recopilados por Durá-Alemañ et al. 2025 entre 2012 y 2025.

7. Medidas de conservación y gestión

Acciones urgentes recomendadas:

En las zonas quemadas y en las zonas aledañas que resulten favorables para el oso pardo por su cobertura y disponibilidad de recursos, suspender toda actividad cinegética, así como toda actividad forestal que pueda degradar estos hábitats (aprovechamientos madereros, desbroces, apertura de pistas, etc.). Asimismo, suspender o limitar la actividad ganadera, en especial el uso de pastos quemados o colindantes, mediante acotamientos temporales. En las zonas de reciente expansión afectadas por los incendios, así como en los territorios disponibles cercanos que puedan ser utilizados como refugio, restringir o limitar las actividades de observación de fauna, especialmente las dirigidas al oso pardo,

y limitar las actividades de ocio al aire libre (senderismo, rutas guiadas, uso recreativo de pistas forestales, pruebas deportivas, etc.). Se recomienda prestar especial atención a la zona de expansión suroccidental, donde la afectación de los incendios ha sido particularmente elevada y donde estas medidas resultan prioritarias.

Acciones a medio/largo plazo:

Monitoreo de la población en las áreas de expansión, con especial atención al sector suroccidental.

8. Observaciones y consideraciones adicionales

Un aspecto pendiente de las administraciones autonómicas es la actualización de los planes de recuperación de la especie. Estos instrumentos legales de planificación y gestión de la conservación del oso pardo están completamente obsoletos con respecto a las necesidades actuales de esta población. Estas actualizaciones mandatorias y necesarias deberían incluir aspectos clave para mantener la tendencia creciente de la población, como la gestión y conservación del hábitat en aquellas zonas de expansión de la población para evitar convertir estas áreas en sumideros.

9. Fuentes bibliográficas principales

- Bojarska, K., & Selva, N. (2012). Spatial patterns in brown bear *Ursus arctos* diet: the role of geographical and environmental factors. *Mammal Review*, 42(2), 120–143.
- Clevenger, A. P., & Purroy, F. J. (1991). Demografía del oso pardo (*Ursus arctos*) en la Cordillera Cantábrica. *Ecología*, 5, 243–256.
- Decreto 32/1990, de 8 de marzo. Por el que se crea el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Fauna Vertebrada del Principado de Asturias y se dictan normas para su protección. *BOPA núm. 75*, 30 de marzo de 1990.
- Decreto 120/2008, de 4 de diciembre. Por el que se regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Cantabria. *BOC 249*, 26 de diciembre de 2008.
- Decreto 88/2007, de 19 de abril. *DOGA 89*, 9 de mayo de 2007.
- Díaz-Fernández, M., Naves, J., & Revilla, E. (2023). Conservation implications of range dynamics in endangered populations: An example with brown bears. *Conservation Science and Practice*, 5(3), e12894.
- Durá-Alemañ, C. J., López-Bao, J. V., Talegón, J., Granados, M. G., Naves-Alegre, L., Delibes-de Castro, J., & Sánchez-Zapata, J. A. (2025). Medidas legales de conservación para el oso pardo (*Ursus arctos*) y su hábitat como consecuencia de su expansión en las Sierras de Cabrera, La Carballada y sierras limítrofes (Castilla y León). *Actualidad Jurídica Ambiental*.
- Fernández, N., Selva, N., Yuste, C., Okarma, H., & Jakubiec, Z. (2012). Brown bears at the edge: Modeling habitat constraints at the periphery of the Carpathian population. *Biological Conservation*, 153, 134–142.
- Gonzalez, E. G., Blanco, J. C., Ballesteros, F., Alcaraz, L., Palomero, G., & Doadrio, I. (2016). Genetic and demographic recovery of an isolated population of brown bear *Ursus arctos* L., 1758. *PeerJ*, 4, e1928.
- Hertel, A. G., Parres, A., Frank, S. C., Renaud, J., Selva, N., Zedrosser, A., ... & De Barba, M. (2025). Human Footprint and Forest Disturbance Reduce Space Use of Brown Bears (*Ursus arctos*) Across Europe. *Global Change Biology*, 31(1), e70011.
- Jiménez, J., Sastre, N., Pinto, D., Cubero, D., Osorio, M. Á., Zuazua, P., Hernández-Palacios, O., Varas, J., Gago, E., Callejo, A., del Río, L., & Moreno-Opo, R. (2025). *Flexible spatial modelling improves population estimates for elusive carnivores in fragmented landscapes* (Preprint). Authorea.

- Kaczensky, P., Ranc, N., Hatlauf, J., Payne, J. C., Acosta-Pankov, L., Álvares, F., ... & Riva, V. (2024). Large carnivore distribution maps for Europe 2017–2022/23.
- López-Bao, J. V., Planella, A., Ballesteros, F., Blanco, J., Palomero, G., & Nores, C. (2021). Females with cubs and the demography of the brown bear in the Cantabrian mountains. En *Cantabrian Bears. Demography, coexistence and conservation challenges*. Brown Bear Foundation, MITECO & Lynx Edicions.
- López-Bao, J. V., Godinho, R., Palomero, G., Ballesteros, F., Blanco, J., & Jiménez, J. (2021). Monitoring of the expanding Cantabrian brown bear population. En *Cantabrian Bears. Demography, coexistence and conservation challenges*. Brown Bear Foundation, MITECO & Lynx Edicions.
- Martin, J., Revilla, E., Quenette, P. Y., Naves, J., Allainé, D., & Swenson, J. E. (2012). Brown bear habitat suitability in the Pyrenees: transferability across sites and linking scales to make the most of scarce data. *Journal of Applied Ecology*, 49(3), 621–631.
- McLellan, B. N., Proctor, M. F., Huber, D., & Michel, S. (2017). *Ursus arctos* (amended version of 2017 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species 2017*.
- Naves, J., Fernández-Gil, A., Rodríguez, C., & Delibes, M. (2006). Brown bear food habits at the border of its range: a long-term study. *Journal of Mammalogy*, 87(5), 899–908.
- Naves, J., Revilla, E., Delibes, M., & Wiegand, T. (2003). Endangered species constrained by natural and human factors: The case of brown bears in northern Spain. *Conservation Biology*, 17(5), 1276–1289.
- Nellemann, C., Støen, O. G., Kindberg, J., Swenson, J. E., Vistnes, I., Ericsson, G., ... & Ordiz, A. (2007). Terrain use by an expanding brown bear population in relation to age, recreational resorts and human settlements. *Biological Conservation*, 138(1–2), 157–165.
- Pérez, T., Naves, J., Vázquez, J. F., Fernández-Gil, A., Seijas, J., Albornoz, J., ... & Domínguez, A. (2014). Estimating the population size of the endangered Cantabrian brown bear through genetic sampling. *Wildlife Biology*, 20(5), 300–309.
- Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas España. (2011, 4 de febrero). *Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas* (art. 10). *Boletín Oficial del Estado*, núm. 46, pp. 20912–20951.
- Rodríguez, C., Naves, J., Fernández-Gil, A., Obeso, J. R., & Delibes, M. (2007). Long-term trends in food habits of a relict brown bear population in northern Spain: the influence of climate and local factors. *Environmental Conservation*, 34(1), 36–44.
- Scharf, A. K., & Fernández, N. (2018). Up-scaling local-habitat models for large-scale conservation: Assessing suitable areas for the brown bear comeback in Europe. *Diversity and Distributions*, 24(11), 1573–1582.

Lobo (*Canis lupus*)

Autores: Miguel de Gabriel¹, Mario Quevedo de Anta² y Alberto Fernández Gil³

¹ Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental. Facultad de Biología y Ciencias Ambientales. Universidad de León.

¹ Departamento de Biología de Organismos y Sistemas. Universidad de Oviedo.

³ Departamento de Biología de la Conservación, Estación Biológica de Doñana-CSIC, 41092 Sevilla, España.

1. Identificación de la especie

Nombre científico: *Canis lupus* Linnaeus, 1758

Nombre común: Lobo

2. Categorías de amenaza

UICN (global): Preocupación Menor LC (Boitani et al. 2023).

UICN (España): Preocupación Menor LC (2018).

3. Categorías de protección

Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y Catálogo

Español de Especies Amenazadas (RD 139/2011): En LESRPE el sector de la población al sur del Duero.

4. Descripción de la especie

El lobo (*Canis lupus*) es una especie con distribución holártica, incluyendo por tanto todo el Hemisferio Norte, si bien con distribución especialmente fragmentada en Europa occidental Kaczensky et al. 2024). Esa fragmentación es consecuencia de su extirpación de grandes territorios durante siglos recientes.

Los lobos son depredadores apicales. Este concepto hace referencia a su condición de carnívoros estrictos, en la cúspide de las cadenas tróficas en las que se incluyen. Dicha condición *apical* implica que no es esperable que sus poblaciones muestren mortalidad apreciable por predación por otras especies. Las principales fuentes de mortalidad natural de los lobos son la falta de alimento suficiente en su primer año de vida, y los conflictos territoriales con otros lobos. No obstante, la mortalidad por caza, furtivismo o manejo letal es actualmente la principal fuente de mortalidad en la mayoría de sus poblaciones (Cubaynes et al., 2014; Morales-González et al. 2025).

5. Distribución, tamaño poblacional y hábitat

Área de distribución en la península ibérica:

La distribución de presencia permanente de lobos (2024) se ciñe al sector noroccidental de la península, incluyendo Galicia, Asturias y Castilla y León, así como presencia en Euskadi compartida con Burgos. A la distribución española hay que añadir la presencia permanente de lobos en 7 distritos del norte de Portugal (Pimenta et al., 2023), 5 de ellos fronterizos con las zonas ocupadas en Pontevedra, Orense, Zamora, y Salamanca.

Tamaño poblacional:

En España el último recuento correspondiente al periodo 2021-2024 estimó 333 grupos familiares. En el periodo 2019-2021 se ha estimado en Portugal la presencia de 58 grupos. La población ibérica de lobos es una de las que presentan menor diversidad genética en Europa (Hindrikson et al., 2017). Ha perdido recientemente parte del rango de distribución y variantes genéticas únicas con la extinción local en la Sierra Morena andaluza (Gómez-Sánchez et al., 2018), vestigio de la distribución ibérica que conectaba también con el sur de Portugal (Petrucchi-Fonseca, 1990). La variedad de genes disponibles en la población, determinantes de la capacidad de afrontar cambios ambientales futuros y por tanto de la viabilidad a medio plazo no se ha recuperado a pesar de la recuperación numérica de la población desde el mínimo postulado para el último tercio del siglo XX (Salado et al., 2023). Presenta además una diferenciación genética mayor de lo esperable entre los sectores locales de la población. Dicha diferenciación indica escasa dispersión, y por tanto flujo genético limitado como consecuencia del escaso intercambio de individuos (Salado et al., 2024). El manejo letal es un posible determinante del escaso intercambio de individuos, tanto entre sectores de la población ibérica como llegados desde otras poblaciones europeas (Morales-González et al., 2022; Quevedo et al., 2019). Estas características determinan que los lobos ibéricos presenten niveles altos de endogamia, especialmente en las áreas de reciente colonización y en los bordes históricos de distribución (Salado et al., 2024). Relacionado con la condición genética de la población, el tamaño efectivo de la población ibérica de lobos está muy por debajo de lo considerado prudente en biología de poblaciones (Pilot et al., 2014; Sastre et al., 2011; Mergeay et al., 2024).

6. Impacto de los incendios

Metodología

Se han empleado dos enfoques complementarios: 1) porcentaje de cuadrículas UTM de distribución afectadas por los incendios; 2) afecciones directas e indirectas de los incendios sobre las zonas de presencia constatada de grupos. Para el primer enfoque se ha tomado como base la cartografía de grupos de lobo que se muestran en la tesis doctoral de Ana Morales González (Morales, 2024), elaborada a partir del censo de 2021; se han considerado como cuadrículas ocupadas aquellas que cuentan con al menos un grupo en su interior o a menos de 2 kilómetros de sus límites. Para el segundo enfoque se han considerado las localizaciones de los grupos dentro del mismo censo de 2021, que pese a tener cierto error de localización, que puede ser de aproximadamente 1 km, permiten hacer una evaluación más detallada del grado de afección. Se han tomado en cuenta solamente los grupos de lobo que se sitúan en el área de estudio o su entorno inmediato, suponiendo un total de 130 grupos.

Se ha evaluado el porcentaje de los grupos afectados por los incendios considerando la ecología espacial de la especie. El tamaño del territorio de los lobos ibéricos en el noroeste de la península ibérica (Dennehy et al. 2021) se ha estimado en un promedio de 262 km² a lo largo del año. En el mes de agosto, momento en el que han acontecido los incendios, los lobos se encuentran en el periodo posterior al destete, que sucede a finales de julio. En este periodo, que se extiende hasta finales de octubre incluso noviembre, los cachorros se mueven relativamente poco, y los machos y las hembras reproductoras, que son las que más contribuyen en la atención de la camada, permanecen en un entorno de unos 2 km alrededor del lugar de cría (Rio-Maior et al. 2018).

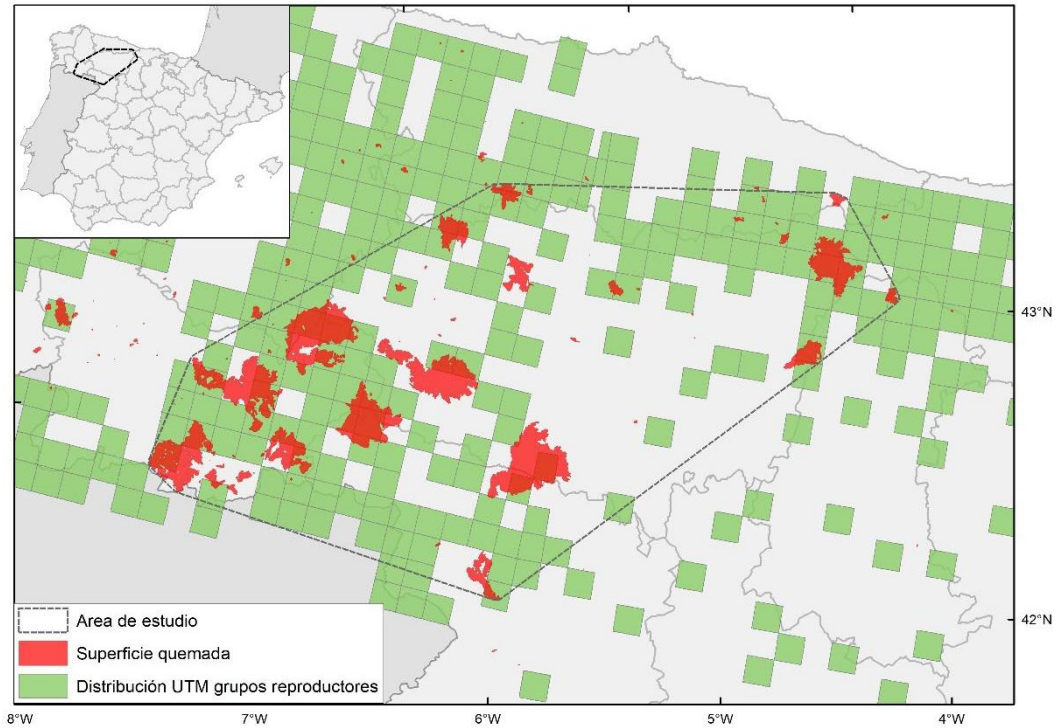
Tomando estas cifras como referencia, la afección potencial de los incendios puede alcanzar estas distancias en función del periodo del ciclo biológico de la especie, por lo que se pueden distinguir tres niveles de afección: 1) Afección directa, dentro de la superficie quemada; 2) Afección indirecta para la reproducción, dentro del área de 2 km entorno al incendio; y 3) Afección indirecta para los movimientos de la especie, dentro del área de 9 km entorno al incendio (equivalente al radio de un círculo de 254 km²).

Resultados

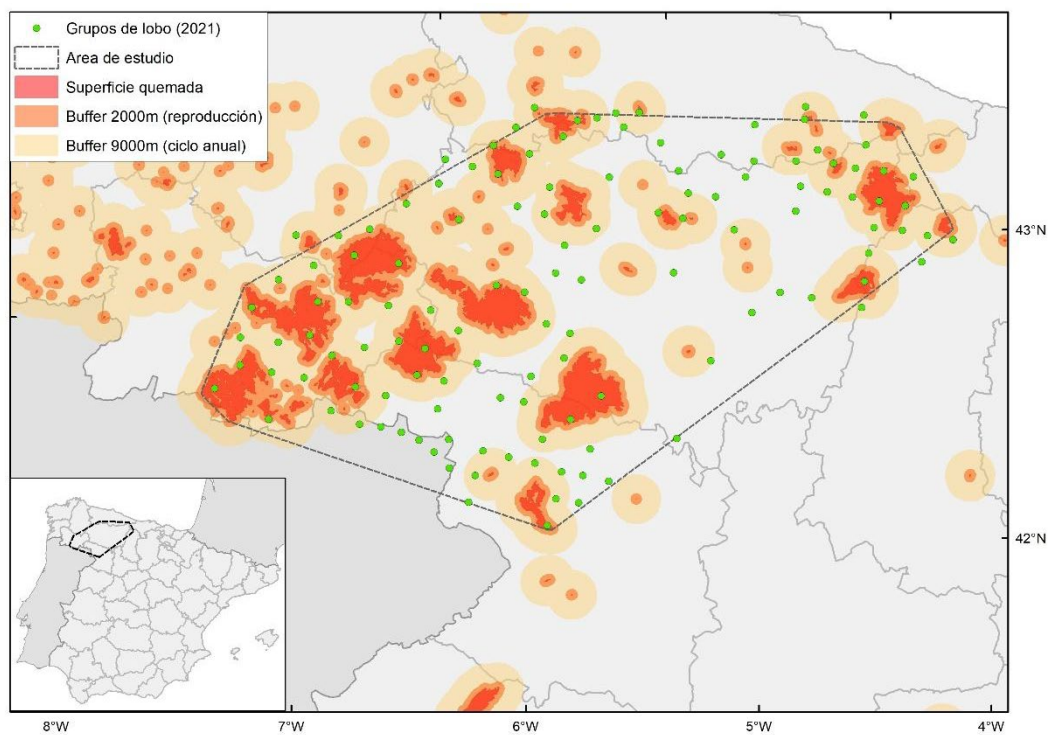
Los incendios acontecidos en el verano de 2025 han afectado significativamente a buena parte de la distribución del lobo en el noroeste de España. En concreto, en el ámbito Cantábrico y dentro de los límites del área de estudio, se han visto afectadas 81 de las 156 cuadrículas UTM de 10 x 10 km de presencia de la especie (51.9%). El porcentaje de grupos con afección directa es del 17.7 %, aumentando hasta el 27,7 % considerando la afección indirecta de zonas de reproducción, y hasta el 70,0 % si consideramos la afección indirecta a los movimientos de la especie.

Tabla 1. Resultados del impacto de los incendios y afección al lobo ibérico.

	N	%
Número de grupos en el área de estudio	130	-
Grupos situados dentro del incendio (>1 ha)	23	17.7%
Área influencia reproducción (2.0 km)	36	27.7%
Grupos afectados a nivel de territorio (9 km)	91	70.0%



Mapa 1. Impacto de los incendios a las cuadrículas 10x10 km en grupos reproductores de lobo ibérico.



Mapa 2. Impacto de los incendios considerando la afección indirecta a zonas de reproducción (*buffer* de 2000 m) y a los movimientos del lobo ibérico (*buffer* de 9000 m).

7. Medidas de conservación y gestión

Acciones urgentes recomendadas:

En particular en las zonas quemadas y su entorno suspender toda actividad cinegética. No realizar actuaciones que agraven la pérdida de cobertura vegetal / refugio, especialmente apertura de viales, desbroces y retirada de madera. Cancelar las actividades de intento de avistamientos de la especie, en particular en época de cría (mayo-octubre), en el buffer de 9 km, en un plazo de tres años.

8. Observaciones y consideraciones adicionales

Se considera necesaria y urgente la inclusión de la especie en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y en el Catálogo Español de Especies Amenazadas bajo la categoría “Vulnerable”.

9. Fuentes bibliográficas principales

- Boitani, L., Phillips, M. & Jhala, Y.V. 2023. *Canis lupus* (amended version of 2018 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2023: e.T3746A247624660.
- Cubaynes, S., MacNulty, D. R., Stahler, D. R., Quimby, et al. (2014). Density-dependent intraspecific aggression regulates survival in northern Yellowstone wolves (*Canis lupus*). *Journal of Animal Ecology*, 83(6), 1344–1356. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12238>
- Dennehy, E., Llana, L., & López-Bao, J. V. (2021). Contrasting wolf responses to different paved roads and traffic volume levels. *Biodiversity and Conservation*, 30(11), 3133–3150.
- Gómez-Sánchez, D., Olalde, I., Sastre, N., Enseñat, C., et al. (2018). On the path to extinction: Inbreeding and admixture in a declining grey wolf population. *Molecular Ecology*, 27(18), 3599–3612. <https://doi.org/10.1111/mec.14824>
- Hindrikson, M., Remm, J., Pilot, M., Godinho, R., et al. (2017). Wolf population genetics in Europe: A systematic review, meta-analysis and suggestions for conservation and management. *Biological Reviews*, 92(3), 1601–1629. <https://doi.org/10.1111/brv.12298>
- Kaczensky, P., Ranc, N., Hatlauf, J., Payne, J. C., et al. (2024). Large carnivore distribution maps and population updates 2017–2022/23. Report to the European Commission under contract N° 09.0201/2023/907799/SER/ENV. D. 3 “Support for Coexistence with Large Carnivores”, “B. 4 Update of the distribution maps”. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/3174149>
- Morales-González, A., Fernández-Gil, A., Quevedo, M., & Revilla, E. (2022). Patterns and determinants of dispersal in grey wolves (*Canis lupus*). *Biological Reviews*, 97(2), 466–480. <https://doi.org/10.1111/brv.12807>
- Morales-González, A. 2024. Demography and population dynamics of the grey wolf (*Canis lupus*) in human-dominated landscapes. PhD Dissertation. Universidad de Sevilla, España.
- Morales-González A, Fernández-Gil A, Ruiz-Villar H, et al (2025) Patterns and determinants of mortality in grey wolves (*Canis lupus*). *Mammal Review* e70015. <https://doi.org/10.1111/mam.70015>
- Petrucchi-Fonseca F (1990) O lobo (*Canis lupus signatus* Cabrera, 1907) em Portugal. Problemática da sua conservação. PhD, Universidade de Lisboa.

- Pimenta, V., Barroso, I., Álvares, F., Correia, J., et al. (2023). Situação populacional do lobo em Portugal: Resultados do Censo Nacional de 2019/2021. Instituto de Conservação da Natureza.
- Quevedo, M., Echegaray, J., Fernández-Gil, A., Leonard, J. A., Naves, J., Ordiz, A., Revilla, E., & Vilà, C. (2019). Lethal management may hinder population recovery in Iberian wolves. *Biodiversity and Conservation*, 28(2), 415–432. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1668-x>
- Rio-Maior, H., Beja, P., Nakamura, M., & Alvares, F. (2018). Use of space and homesite attendance by Iberian wolves during the breeding season. *Mammalian Biology*, 92, 1-10.
- Salado, I., Preick, M., Lupiáñez-Corpas, N., Fernández-Gil, A., Vilà, C., Hofreiter, M., & Leonard, J. A. (2023). Loss of mitochondrial genetic diversity despite population growth: The legacy of past wolf population declines. *Genes*, 14(1), 75. <https://doi.org/10.3390/genes14010075>
- Salado, I., Preick, M., Lupiáñez-Corpas, N., Fernández-Gil, A., Vilà, C., Hofreiter, M., & Leonard, J. A. (2024). Large variance in inbreeding within the Iberian wolf population. *Journal of Heredity*, 115(4), 349–359. <https://doi.org/10.1093/jhered/esad071>

Perdiz pardilla (*Perdix perdix*)

Autores: Miguel de Gabriel Hernando¹ y Alberto Fernández Gil².

¹ Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental, Facultad de Biología y Ciencias Ambientales, Universidad de León, 24071 León, España

² Departamento de Biología de la Conservación, Estación Biológica de Doñana-CSIC, 41092 Sevilla, España

1. Identificación de la especie

Nombre científico: *Perdix perdix* subsp. *hispaniensis* Reichenow, 1892

Nombre común: Perdiz pardilla

2. Categorías de amenaza

UICN (global): Preocupación Menor LC ((BirdLife International, 2020).

UICN (España): Vulnerable VU A3c; B1 (Onrubia y Laiolo, 2021).

3. Categorías de protección

Catálogo Español de Especies Amenazadas (RD 139/2011): En Peligro de Extinción (solamente poblaciones del Sistema Ibérico).

Catálogo Autonómico y categoría: Galicia (Vulnerable); Asturias (No Catalogada); Castilla y León (No Catalogada); Cantabria (Vulnerable), Euskadi (No Catalogada), Navarra (En Peligro de Extinción), La Rioja (En Peligro de Extinción), Aragón (En Peligro de Extinción), Cataluña (No Catalogada).

4. Descripción de la especie

Es una especie de galliforme de aspecto general muy parecido a la conocida perdiz roja, aunque algo menor y con notables diferencias en el color de su plumaje. A primera vista parecen totalmente grises, aunque a menor distancia se aprecian los tonos rojo-anaranjados en la cara y los flancos color ladrillo. El macho muestra una mancha en herradura bajo pecho que no se aprecia a penas en las hembras. Son más reacias a levantar el vuelo que las perdices rojas, pero cuando lo hacen, muestran un vuelo muy potente y explosivo. Su dieta se basa principalmente en brotes de hojas, semillas, raíces, frutos secos y bayas fuera del periodo de cría, aunque en el periodo de cría la dieta de los pollos incluye un buen aporte de invertebrados (larvas, chinches, escarabajos, y pulgones principalmente; dípteros y hormigas ocasionalmente), clave para su supervivencia. Es sedentaria, aunque realiza desplazamientos en altitud durante el invierno, sobre todo tras grandes nevadas. Forma grupos familiares durante el otoño y el invierno. Especie monógama, con las primeras puestas a mediados de primavera, aunque suelen ser más tardías, con un periodo de eclosión amplio que va de junio a finales de julio; los pollos son nidífugos

y vuelan a las dos semanas de eclosionar, aunque no alcanzan el tamaño del adulto hasta el otoño.

5. Distribución, tamaño poblacional y hábitat

Área de distribución en España:

En la península Ibérica tiene una distribución restringida a las zonas de montaña del tercio norte peninsular, distinguiéndose tres núcleos diferenciados en la Cordillera Cantábrica, Pirineos y el Sistema Ibérico septentrional (Onrubia y Laiolo, 2021). Estas poblaciones pertenecen a la subespecie *Perdix perdix hispaniensis*, endémica de estos sistemas montañosos.

Tamaño poblacional:

No existen estimas actualizadas sobre el tamaño poblacional en la península ibérica. A finales del siglo pasado la población reproductora se estimó en 2.000 - 6.000 parejas nidificantes (Lucio y Sáenz de Buruaga, 1997). La población asturiana en se estimó en 401-432 bandos o parejas entre 1999 y 2006 (Vigil-Morán y García, 2014); en Cantabria se han estimado 42 bandos en 1998, 36 en 2003-2004 y 45 en 2008 (Herrero et al., 2008). Las densidades de ejemplares reproductores oscilaban hace ya más de dos décadas entre una y tres parejas por 100 hectáreas, aunque localmente superiores -hasta cinco-ocho parejas- (Purroy y Purroy, 2016). Las poblaciones del Sistema Ibérico se consideran “En Peligro de Extinción” (Real Decreto 139/2011, modificado por la Orden TED/1126/2020) y, aunque el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial no recoge las poblaciones pirenaicas ni cantábricas, éstas cumplen con los criterios para ser catalogadas como Vulnerables (Onrubia y Laiolo, 2021), debido a su disminución en el área de ocupación en las últimas dos décadas, próxima al 30% y que además se prevé más acusada en el futuro (Araujo et al. 2011). Las perdices pardillas ibéricas han experimentado una fuerte regresión en las últimas décadas, con procesos de insularización y extinción en las áreas de menor densidad, correspondientes a zonas de distribución periférica de menor altitud.

Hábitat:

La perdiz pardilla ibérica ocupa generalmente zonas por encima de los 1.600 m de altitud dominadas por matorral combinadas con pastizales y pedreras. Se trata de una especie sedentaria, aunque realiza pequeños movimientos altitudinales en invierno, alcanzando cotas ligeramente más bajas en este periodo.

Impactos:

Los efectos de los grandes incendios sobre esta especie pueden ser tanto directos como indirectos. Dentro de los directos encontramos la mortalidad directa y pérdida de nidos y polladas durante el incendio y momentos inmediatamente posteriores, debido a que esta especie cría en el suelo y los pollos durante esta época tienen una capacidad de vuelo más limitada. A esto se suman los impactos indirectos, debido a la destrucción del matorral que esta subespecie necesita para reproducirse (cobertura arbustiva baja-media intercalada con pastizales) y refugiarse. Además, se produce

una disminución a corto plazo del alimento (semillas y artrópodos) por combustión y pérdida de estrato herbáceo. Aunque algunos trabajos señalan que ciertas quemaduras controladas invernales pueden, en fases posteriores, aumentar semillas e insectos, estos efectos no son extrapolables a los de los incendios forestales severos y estivales, cuyo efecto es mucho más impredecible, intenso y extenso. La degradación después del incendio y el manejo que suele hacerse durante y después del incendio (e.g., apertura de pistas, movimiento de maquinaria, pastoreo en las zonas quemadas) puede agravar aún más los impactos.

6. Impacto de los incendios

Metodología

Se han empleado dos enfoques complementarios: 1) porcentaje de cuadrículas UTM de distribución afectadas por los incendios; 2) afecciones directas e indirectas de los incendios sobre las zonas de presencia constatada de la especie. Para el primer enfoque se ha tomado como base la información cartográfica de los últimos dos Atlas de Aves Nidificantes en España; el II Atlas (1998-2002) y el III Atlas (2014-2018). Para el segundo enfoque se han recopilado las citas disponibles de la especie durante el periodo 2015 – 2025 con un error de localización menor a 1 km, recurriendo para ello a registros verificados obtenidos a través de plataformas de ciencia ciudadana (GBIF, Observado.org) y a las bases de datos de los autores. En total, se han obtenido un total de 202 registros independientes (en distintas coordenadas y fechas) en el área de estudio. Se ha evaluado el porcentaje de los registros afectado por los incendios considerando la ecología espacial de la especie.

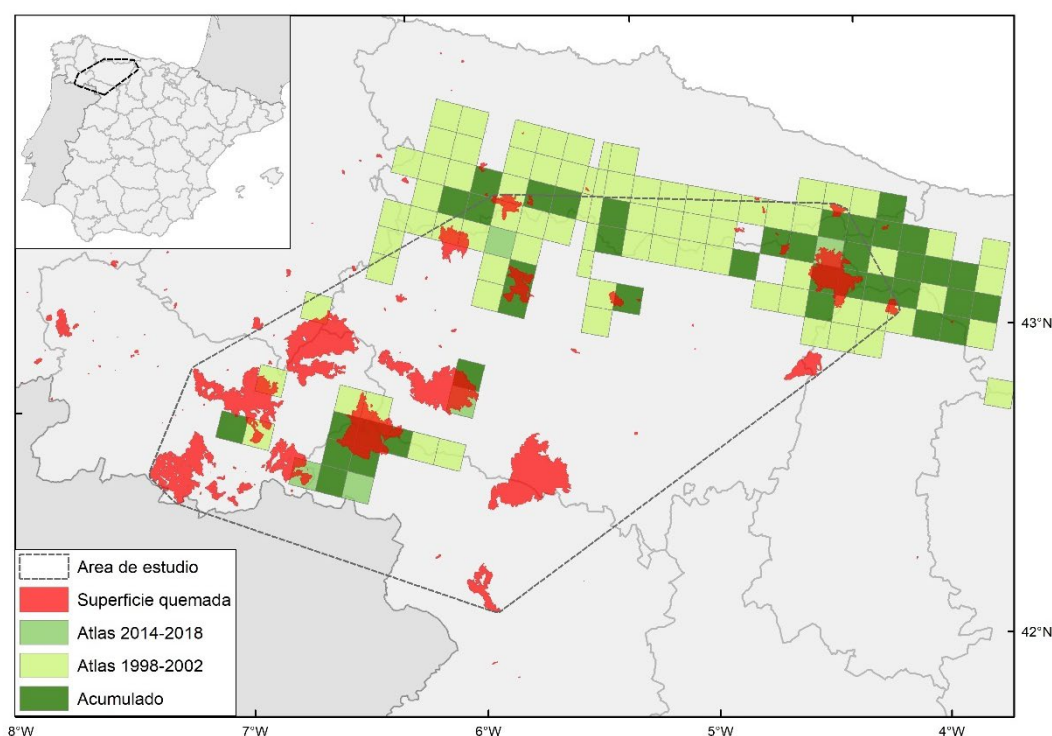
El tamaño del territorio de la subespecie ibérica para individuos reproductores es de 126 ha (5 - 763), con una distancia máxima promedio entre localizaciones de 1,9 km, aumentando fuera de la reproducción hasta las 1.743 ha (38 - 2890), desplazándose un máximo promedio de 8,2 km (Novoa et al. 2006). Tomando estas cifras como referencia, la afección potencial de los incendios puede alcanzar estas distancias en función del periodo del ciclo biológico de la especie, por lo que se pueden distinguir tres niveles de afección: 1) Afección directa, dentro de la superficie quemada; 2) Afección indirecta para la reproducción, dentro del área de 1.9 km entorno al incendio; y 3) Afección indirecta para los movimientos de la especie, dentro del área de 8.2 km entorno al incendio.

Resultados

Los incendios acontecidos en el verano de 2025 han afectado significativamente a buena parte de su área de ocupación en la Cordillera Cantábrica. Tomando como base las 119 cuadrículas UTM de 10 x 10 km donde se reproducía la especie en el II Atlas de Aves de España (1998-2002), se han visto afectadas un total de 44 cuadrículas (37,0 %), porcentaje que aumenta significativamente, hasta el 61,4 % (27 cuadrículas afectadas) al considerar únicamente las 44 cuadrículas en las que se comprobó la reproducción en el III Atlas (2014-2018).

Tabla 1. Resultados del impacto de los incendios y afección a la perdiz pardilla, considerando las cuadrículas del Atlas de Aves de España (1998-2002).

Categoría Atlas	Nº cuadrículas UTM 10x10 km			
	No afectadas	Afectadas	Total	% Afectado
Reproductora 1998-2002	75	44	119	37.0%
Reproductora 2014-2018	17	27	44	61.4%
Acumulado 1998-2018	77	47	124	37.9%

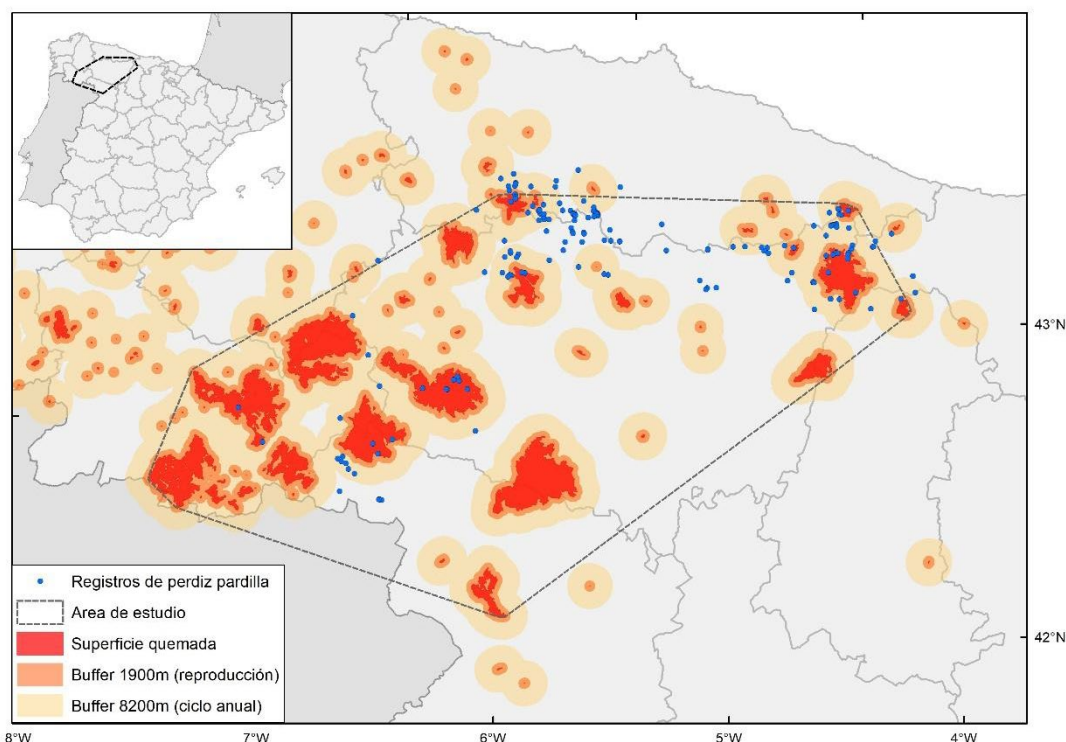


Mapa 1. Impacto de los incendios a las cuadrículas 10x10 km de reproducción documentada de perdiz pardilla, considerando las cuadrículas del Atlas de Aves de España (1998-2002).

El porcentaje de registros con afección directa es del 14,4 %, aumentando hasta el 22,3 % considerando la afección indirecta de zonas de reproducción, y hasta el 68,8 % si consideramos la afección indirecta a los movimientos de la especie.

Tabla 2. Resultados del impacto de los incendios a la especie, considerando la afección directa, dentro de la superficie quemada; la afección indirecta para la reproducción (1.9 km entorno al incendio) y la afección indirecta para los movimientos de la especie (8.2 km entorno al incendio).

	N	%
Número de citas independientes 2016-2025	202	-
Dentro del incendio (>1 ha)	29	14.4%
Area influencia reproducción (1.9 km)	45	22.3%
Area influencia total (8.2 km)	139	68.8%



Mapa 1. Impacto de los incendios a la perdiz pardilla, considerando la afección directa, dentro de la superficie quemada; la afección indirecta para la reproducción (1.9 km entorno al incendio) y la afección indirecta para los movimientos de la especie (8.2 km entorno al incendio).

7. Medidas de conservación y gestión

Acciones urgentes recomendadas:

En particular, en las zonas quemadas y su entorno favorable para la especie, esto es, por encima de los 1.600 m de altitud, suspender toda actividad cinegética, tanto de caza mayor como menor, e impedir actuaciones forestales que transformen el hábitat de la especie: desbroces, plantaciones, repoblaciones forestales, y todas sus obras asociadas (uso de maquinaria pesada, apertura de viales, etc). En general, no construir polígonos eólicos o solares en el hábitat de la especie.

Acciones a medio/largo plazo:

Las medidas anteriores, en particular la suspensión de la actividad cinegética y de las actuaciones forestales, han de establecerse al menos durante los tres próximos años. La no construcción de polígonos eólicos o solares ha de extenderse sine die, por cuanto supone la destrucción del hábitat.

8. Observaciones y consideraciones adicionales

Se considera necesaria y urgente la inclusión de las poblaciones de la Cordillera Cantábrica y Pirineos en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y en el Catálogo Español de Especies Amenazadas bajo la categoría “Vulnerable”, así como la elaboración y aprobación de los planes de recuperación o conservación preceptivos en las Comunidades Autónomas en las que se distribuye la especie.

9. Fuentes bibliográficas principales

- Araújo, M. B., Guilhaumon, F., Rodrigues Neto, D., Pozo Ortego, I., Gómez Calmaestra, R. (2011). Impactos, vulnerabilidad y adaptación de la biodiversidad española frente al cambio climático - 2. Fauna de vertebrados. Dirección general de medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid. 640 pp.
- BirdLife International (2022). *Perdix perdix*. The IUCN Red List of Threatened Species 2022: e.T22678911A154496308. Accedido el 10 de Noviembre de 2025.
- Herrero Calva, A., De Andrés Martín, E., Simal Ajo, R., Espinosa Rubio de la Torre, J., Balbás Gutiérrez, R., Torío Castañeda, S., Naranjo Fernández, D., Sainz de la Maza Kaufmann, M. (2009). La perdiz pardilla en Cantabria: situación y tendencia. *Locustella*, 6: 23-37.
- Lucio, A. J., Sáenz de Buruaga, M. (1997). Perdiz pardilla. *Perdix perdix*. En: Purroy, F. J. (Coord.). *Atlas de las aves de España (1975-1995)*, pp. 146-147. Lynx Edicions, Barcelona.
- Novoa, C., Dumas, S., Resseguier, J. (2006). Home-range size of Pyrenean grey partridges *Perdix perdix hispaniensis* during the breeding season. *Wildlife Biology*, 12 (1): 11-18.
- Onrubia A. y Laiolo, P. (2021). Perdiz pardilla, *Perdix perdix*. En: López-Jiménez, N. (Ed.): *Libro Rojo de las Aves de España*, pp. 706-711. SEO/BirdLife. Madrid.
- Onrubia, A., Lucio, A., Sáenz de Buruaga, M., Robles, J. L., Canut, J. (2003). Perdiz pardilla. *Perdix perdix*. En: Martí, R., Del Moral, J. C. (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*, pp. 216-217. Dirección General de Conservación de la naturaleza-Sociedad Española de ornitología, Madrid.
- Onrubia, A., Purroy, J., Purroy, F. J. y Robles, J. L. 2022. Perdiz pardilla *Perdix perdix*. En, B. Molina, A. Nebreda, A. R. Muñoz, J. Seoane, R. Real, J. Bustamante y J. C. del Moral: *III Atlas de las aves en época de reproducción en España*. SEO/BirdLife. Madrid. <https://atlasaves.seo.org/ave/perdiz-pardilla/>
- Purroy, J., Purroy, F. J. 2016. Perdiz pardilla – *Perdix perdix*. En: Salvador, A., Morales, M. B. (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles* <http://www.vertebradosibericos.org>. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Vigil Morán, A., García, E. (2014). *Perdix perdix*. En: García, E., García-Rovés, P., Vigil Morán, A., Alonso Cuetos, L. M., Fernández pajuelo, M. A., Silva González, G., Pascual Stevens, D., Álvarez, D. (Eds.). *Atlas de las aves nidificantes de Asturias (1990-2010)*, pp. 140-143. Coordinadora Ornitológica d'Asturies, Avilés.

Geranium dolomiticum

Autores: Estrella Alfaro-Saiz¹ y Carmen Acedo¹

¹Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental. Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales. Universidad de León

1. Identificación de la especie

Nombre científico: *Geranium dolomiticum* Rothm.

Nombre común: sin nombre vernáculo



Imagen 1. *Geranium dolomiticum* en la subpoblación de Los Doce Apóstoles. Autor: Gerardo González Fernández.

2. Categorías de amenaza

UICN (global): CR B1ab(ii,iii,v)+2ab(ii,iii,v) (Llamas et al., 2009).

UICN (España): CR B1ab(ii,iii,v)+2ab(ii,iii,v) (Llamas et al., 2009).

3. Categorías de protección

Catálogo Español de Especies Amenazadas (RD 139/2011): Durante 2025, el Grupo de Trabajo de Catalogación de especies de la Sociedad de Biología de la Conservación de Plantas (SEBiCoP), trabajó en la propuesta y argumentación científica, **para** su inclusión en la categoría “En Peligro de Extinción”, que finalmente se envió al ministerio al inicio de septiembre y está aún pendiente de resolución.

Catálogo Autonómico y categoría:

DECRETO 63/2007, de 14 de junio, por el que se crean el Catálogo de Flora Protegida de Castilla y León y la figura de protección denominada Microrreserva de Flora (revisión vigente desde el 19 de abril de 2015). Incluida en el Anexo I: En peligro de extinción.

4. Descripción de la especie

Geranium dolomiticum es una especie de geranio con rizoma cubierto de peciolos y estípulas de las hojas viejas. Las hojas basales son numerosas, largamente pecioladas y densamente pelosas, con pelos largos y ligeramente retroflexos. Los tallos que sobrepasan a las hojas son ramosos en la parte superior. Presenta pedúnculos bifloros, sépalos cubiertos de pelos largos y esparsos y el margen densamente ciliado. Los estambres tienen filamentos claros.

5. Distribución, tamaño poblacional y hábitat

Área de distribución en España:

Es un microendemismo del occidente de la provincia de León, concretamente de los Montes Aquilianos. Las dolomías donde vive, funcionan como islas, rodeadas de sustratos ácidos, en los que no existe hábitat que reúna los requerimientos de la especie. Sobrevive en una única localidad, fragmentada en dos poblaciones reproductoras separadas por más de 3 km. Forma parte del elenco de especies españolas amenazadas a nivel mundial, por lo que su situación es muy preocupante. En parte, su merma poblacional se debe a la pérdida y degradación de su hábitat, causada por los cambios en el uso del suelo y a la probable reducción de la variabilidad genética (Acedo et al., 2025). **Tamaño poblacional:** En el año 2006 se estimó que la población contaba con unas 550.000 unidades discreta censadas -tallos floridos-(Llamas et al., 2009). Se ha constatado un declive poblacional del 84 % entre los censos de 2012 y 2022, el último realizado. Asimismo, se estima un declive ≥ 80 % en 3 generaciones (Acedo et al., 2025). Esta reducción poblacional se ha observado desde los primeros estudios demográficos, pero se ha acentuado en la última década.

Hábitat:

El hábitat general de la especie es la base de paredones calizos dolomitizados, ocasionalmente en repisas de los mismos paredones, o también en pastos pedregosos al pie de los paredones, entre 1300-1500 m.

Impactos:

La especie ha estado sometida a presiones diversas: explotaciones mineras que redujeron el hábitat en el pasado, incendios que alcanzaron el perímetro de cada una de las subpoblaciones (en particular tres severos recientes en 2017, 2022 y este último de 2025), turismo y actividades forestales (repoblaciones en el perímetro).

6. Impacto de los incendios

Metodología

Para el cálculo de las afecciones directas de los incendios forestales sobre esta especie, se recopilaron los datos de los individuos georreferenciados desde el año 2005 hasta la actualidad por los diferentes integrantes del Grupo de Investigación TaCoBi (Taxonomía y Conservación de la Biodiversidad) de la Universidad de León que han participado en los seguimientos. En total, 118 puntos de presencia (46 en Los Doce Apóstoles y 72 en Las Peñas de Ferradillo) en un área de menos de 11 ha,

calculada mediante el método del polígono mínimo convexo de ambas subpoblaciones, que reúne los puntos de presencia.

En el caso de *Geranium dolomiticum*, dado el impacto de los incendios recurrentes en los últimos años, se ha calculado el impacto directo del incendio de 2022, que afectó a la subpoblación de Los Doce Apóstoles y de 2025, que afectó a la subpoblación de Las Peñas de Ferradillo.

En primer lugar, se calculó la afección sobre los puntos de presencia registrados. En segundo lugar, para evitar un sesgo derivado de la toma de datos, se estableció un buffer de 50 metros desde cada uno de los 118 puntos de presencia. Con dicho buffer, se realizó el cálculo del perímetro a través de la herramienta del algoritmo “Geometría mínima delimitadora” y el método de geometría convexa.

La estimación de la superficie afectada por los incendios de 2022 y 2025 se obtuvo a partir de los productos cartográficos de Copernicus Emergency Management Service, disponibles en la plataforma de datos y servicios para incendios forestales (Copernicus EMS – Forest Fire Data & Services).

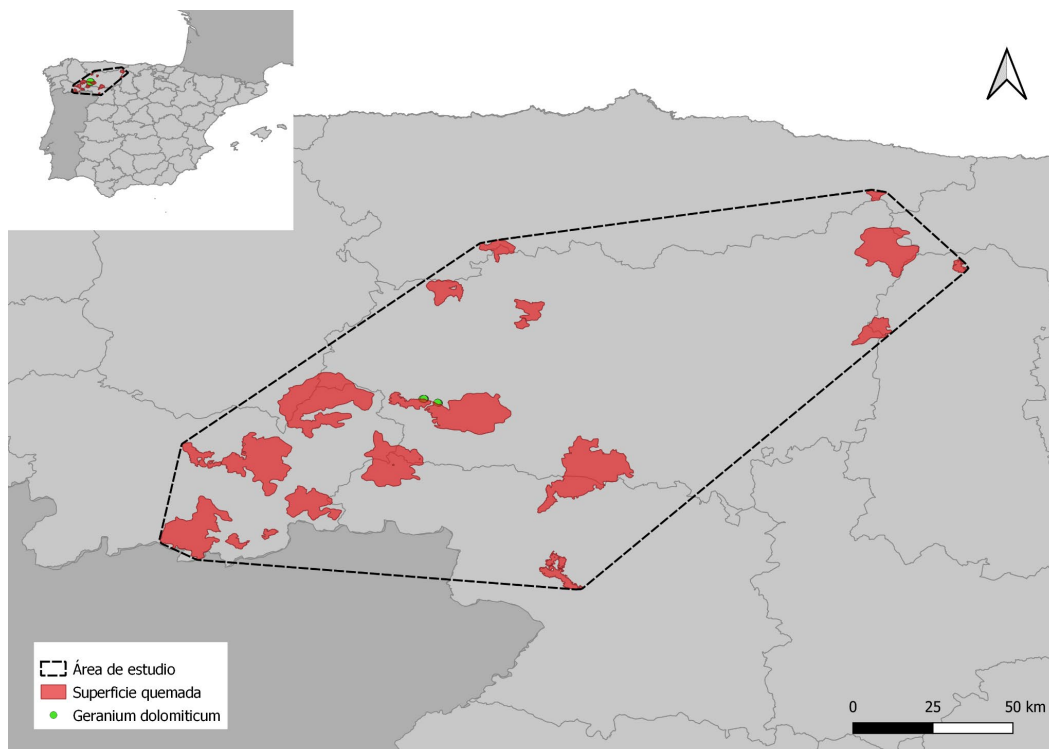
Resultados

El porcentaje de afección directa sobre los 118 puntos de presencia fue del 32,6% en el caso de Los Apóstoles y el 55,5% en el caso de Las Peñas de Ferradillo.

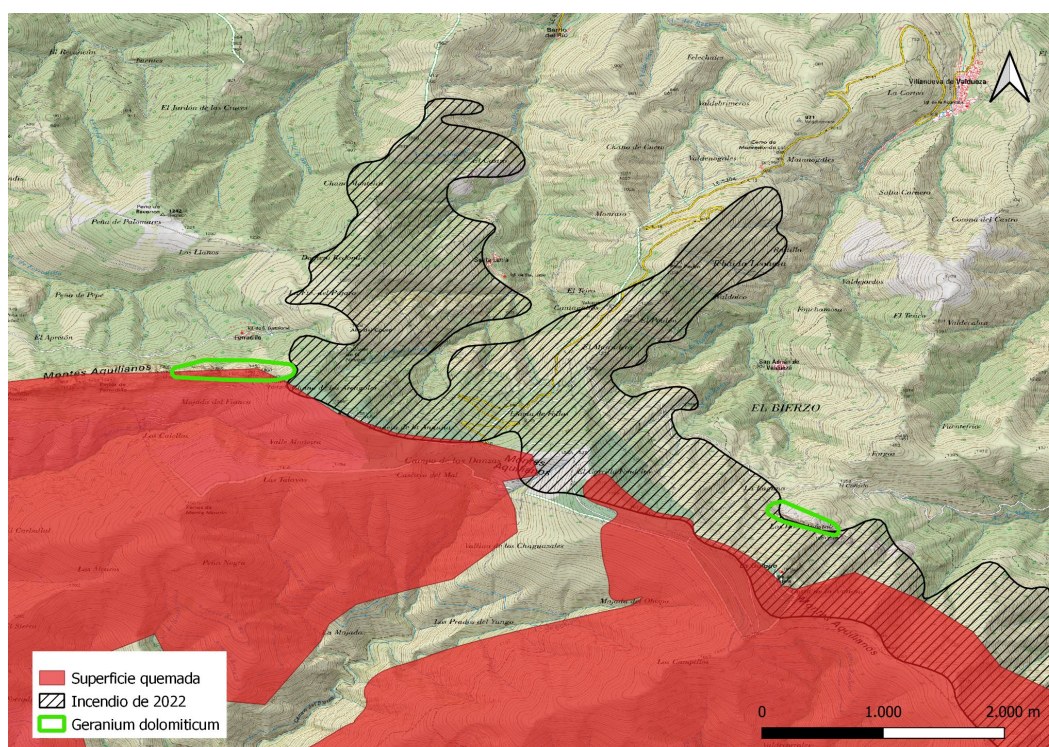
La afección sobre las áreas, una vez calculado el buffer de 50 metros, resultó ser similar a la aportada por el cálculo de los datos de presencia, reduciéndose a un 27,7% en el caso de Los Apóstoles y 58,3% en el caso de Las Peñas de Ferradillo. Sin embargo, aunque no se quemó toda la población, dada la cercanía del incendio, las altas temperaturas alcanzadas, las cenizas generadas y las posibles afecciones a la comunidad de polinizadores y al suelo, toda la población se considera afectada de manera indirecta.

Tabla 1. Resultados del impacto de los incendios y afección a *Geranium dolomiticum* mediante el cálculo de la afección directa a su área de distribución y a los puntos de presencia conocidos para los años 2022 y 2025.

Año del incendio	Subpoblación	Superficie directamente afectada (%)	Puntos presencia directamente afectados (%)
2022	Los Doce Apóstoles	27,73	32,61
2025	Las Peñas de Ferradillo	58,37	55,55



Mapa 1. Área de estudio con los puntos de presencia de la especie *Geranium dolomiticum* (en verde) y la superficie afectada por incendios en 2025 (en rojo, obtenido del Sistema Europeo de Información sobre Incendios Copernicus).



Mapa 2. Detalle de las dos subpoblaciones de *Geranium dolomiticum* (en verde) y superficie afectada por incendios en 2025 (en rojo) y en 2022 (superficie rallada).

7. Medidas de conservación y gestión

Acciones urgentes recomendadas:

- Monitorizar ambas subpoblaciones.
- Instalar barreras físicas que protejan los rebrotes del ramoneo y pisoteo del ganado y los ungulados silvestres.
- Instalar barreras físicas que protejan la población de la nitrificación provocada por el ganado.

Acciones a medio/largo plazo:

- Mantener el seguimiento continuo de sus subpoblaciones.
- Aprobar el Plan de Recuperación legal de la especie conforme a la legislación regional.
- Declarar legalmente protegidas las microrreservas de flora propuestas en las que crece *Geranium dolomiticum*.
- Incluir la especie en el Catálogo Español de Especies Amenazadas y evaluar la necesidad de su declaración en situación crítica.
- Incluir estas áreas en los planes estratégicos de prevención de incendios forestales, garantizando su integridad.
- Realizar estudios de fitness reproductiva comparando núcleos poblacionales afectados y no afectados por fuego, que incluyan:
 - pruebas de germinación.
 - estudios sobre las comunidades de polinizadores.
 - recolección y depósito de semillas en bancos de germoplasma.

8. Observaciones y consideraciones adicionales

Ambas subpoblaciones se encuentran dentro de la Red Natura 2000, en el ZEC Montes Aquilianos y Sierra del Teleno y están propuestas como microrreservas de flora, por albergar esta especie y otros endemismos. Estas propuestas, en la actualidad, no tienen carácter vinculante y no han sido declaradas para su protección, además, en la práctica no se han realizado ningún tipo de actuaciones de conservación.

El pisoteo y alteración del hábitat representan una presión potencial sobre la especie tras los incendios, dado que estas especies rebrotan y quedan disponibles cuando el resto de especies con las que convive aún no lo han hecho.



Imagen 2. Detalle de plantas quemadas de *Geranium dolomiticum* y rebrotes en las Peñas de Ferradillo, el 5 de septiembre de 2025, después del incendio que afectó a dicha subpoblación.

9. Fuentes bibliográficas principales

- Acedo C, Ferrero V, Alfaro-Saiz E, Alonso Felpete I, Manzano S, & Llamas F. **2025.** *Geranium dolomiticum*, fighting for survival in the dolomite islands of El Bierzo (León). IN: Ferrero *et al.* EcoFlor 2025: 81. Edita Universidad de León.
- Llamas F, Acedo C, Lence C & Molina A. 2008. *Geranium dolomiticum* Rothm.. In: Bañares *et al.* Atlas de la Flora Vascular Amenazada Española: 40-41. Madrid. [revisión evaluación 2006].

Genista sanabrensis

Autores: Estrella Alfaro-Saiz¹ y Carmen Acedo¹

¹Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental. Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales. Universidad de León

1. Identificación de la especie

Nombre científico: *Genista sanabrensis* Valdés Berm., Castrov. & Casaseca

Nombre común: sin nombre vernáculo



Imagen 1. *Genista sanabrensis* en la subpoblación de la Sierra del Teleno. Autora: Estrella Alfaro Saiz.

2. Categorías de amenaza

UICN (global): No catalogada

UICN (España): Libro rojo de especies vegetales amenazadas de España peninsular e Islas Baleares: Casi Amenazada -NT- (Gómez Campo et al., 1987).

3. Categorías de protección

Catálogo Español de Especies Amenazadas (RD 139/2011): No se recoge.

Catálogo Autonómico y categoría: DECRETO 63/2007, de 14 de junio, por el que se crean el Catálogo de Flora Protegida de Castilla y León y la figura de protección denominada Microrreserva de Flora (revisión vigente desde el 19 de abril de 2015). Incluida en la categoría de protección “de Atención Preferente”.

4. Descripción de la especie

Genista sanabrensis es una especie de pequeño matorral almohadillado de 15-30 cm, muy espinoso y denso, adaptado a condiciones de montaña. Sus tallos jóvenes son sedosos y luego se vuelven lisos y brillantes, con numerosas costillas visibles. Las hojas, diminutas y de vida muy breve, aparecen solas o en pares y caen pronto, de modo que la planta realiza la mayor parte de la fotosíntesis a través de los tallos. Sus flores amarillas, pequeñas, pero vistosas, surgen en grupos de dos a cuatro en los tallos del año anterior. Tras la floración produce pequeñas legumbres vellosas que contienen de una a tres semillas, a veces hasta seis, de color verde amarillento con finas líneas negras concéntricas, un rasgo distintivo de la especie ().

5. Distribución, tamaño poblacional y hábitat

Área de distribución en España: Planta endémica restringida al Noroeste de la Península Ibérica. Se presenta en las provincias de León, Orense y Zamora (Sierra del Teleno, Montes Aquilianos, Sierra de la Cabrera, Sierra Segundera y Macizo de Peña Trevinca).

Tamaño poblacional: No se dispone de datos del tamaño poblacional. Se considera una especie localmente abundante en las comunidades en las que se desarrolla.

Hábitat: Esta especie vive formando parte de matorrales rastreros de alta montaña, sobre litosuelos ácidos, formados a partir de pizarras paleozoicas, en un rango altitudinal que puede variar entre 1600 m y 2100 m. (Talavera, 1999). Los enebrales donde aparece *Genista sanabrensis* poseen un valor ecológico extraordinario, ya que esta especie actúa como elemento característico y diferenciador de este paisaje de la alta montaña silíceo. Su presencia constante en estos matorrales rastreros indica requerimientos muy específicos de clima, suelo y altitud, lo que convierte a estas comunidades en refugios de flora altamente especializada. Estos enebrales, adscritos a los hábitats de interés comunitario **HIC 4060** (Brezales alpinos y boreales) y al **HIC 4030** (Brezales secos europeos), representan áreas de gran singularidad biogeográfica. La especie contribuye a la estructura y la estabilidad de estos matorrales.

Impactos: Según Lence *et al.* (2010), los principales impactos que amenazan a *Genista sanabrensis* están relacionados con la alteración directa de los enebrales de alta montaña donde vive. El uso del fuego para eliminar matorral, las quemas pastorales y otros procesos asociados al pastoreo —como el pisoteo en zonas sensibles— pueden degradar o fragmentar sus poblaciones. A ello se suma la apertura de nuevas pistas, la instalación de infraestructuras en cumbres (tendidos eléctricos, accesos a repetidores) y, especialmente, el desarrollo de parques eólicos, cuya construcción implica movimientos de tierra que destruyen amplias superficies del enebral y reducen directamente el hábitat óptimo de la especie. También la ampliación de estaciones de esquí en zonas donde está presente supone un riesgo añadido. En conjunto, estas presiones pueden fragmentar las poblaciones, disminuir su calidad de hábitat y comprometer la estabilidad a largo plazo de este endemismo de montaña.

6. Impacto del incendio

Metodología

Para el cálculo de las afecciones directas de los incendios forestales sobre esta especie, se recopilieron los datos de presencia de la especie, a partir de la base de datos del Proyecto “Trabajos científicos vinculados al decreto 63/2007, de 14 de junio, por el que se crean el catálogo de flora protegida de Castilla y León y la figura de protección denominada microrreserva de flora”. En total, 192 puntos de presencia con referencia espacial altamente fiable, tras un filtrado inicial de los mismos. A partir de dichos puntos de presencia, se calculó el polígono mínimo convexo, mediante la herramienta del algoritmo “Geometría mínima delimitadora” y el método de geometría convexa. Los perímetros se calcularon para cada una de las 4 subpoblaciones: Lago de Sanabria y alrededores, Sierra del Teleno, Omaña y Babia, las dos últimas restringidas a tres y un solo punto de presencia, sucesivamente, lo que indica la rareza de esta planta en estas subpoblaciones, periféricas y aisladas del resto.

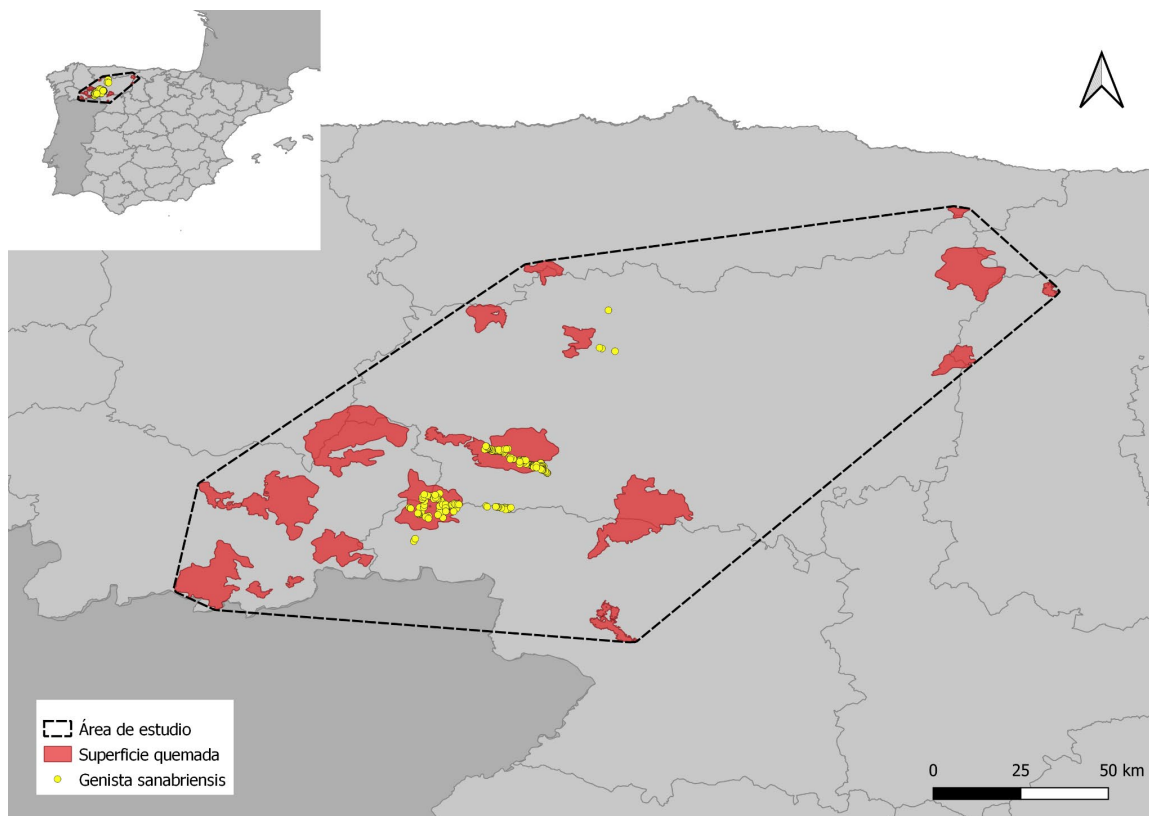
Se calculó la afección sobre dichas áreas, además de sobre los puntos de presencia de los que se disponía, dado que el cálculo sobre las áreas podría subestimar el impacto, por incluir áreas en las que la especie no se desarrolla.

La estimación de la superficie afectada por los incendios de 2025 se obtuvo a partir de los productos cartográficos de Copernicus Emergency Management Service, disponibles en la plataforma de datos y servicios para incendios forestales (Copernicus EMS – Forest Fire Data & Services).

Resultados

De las 4 subpoblaciones, las dos más grandes, la de Sanabria y la de la Sierra del Teleno fueron afectadas severamente y de manera directa por el incendio de 2025. Ambas subpoblaciones representan más del 97% del área ocupada por esta especie y solo en los incendios de 2025 se han visto afectadas el 80% de las citas conocidas de *Genista sanabrensis*. Anteriormente, en la Sierra del Teleno, esta localidad ya había sido afectada por un incendio en el año 2022.

El impacto sobre esa especie y el que se produce sobre las comunidades de enebrales rastreros y brezales de montaña en las que se desarrolla, se considera severo.



Mapa 1. Área de estudio con los puntos de presencia de la especie *Genista sanabrensis* (en amarillo) y la superficie afectada por incendios en 2025 (en rojo, obtenido del Sistema Europeo de Información sobre Incendios Copernicus).

Tabla 1. Resultados del impacto de los incendios y afección a *Genista sanabrensis* mediante el cálculo de la afección directa a su área de distribución y a los puntos de presencia conocidos.

Año del incendio	Subpoblación	Superficie directamente afectada (%)	Puntos de presencia directamente afectados (%)
2025	Sanabria	46,38	80,1
2025	Sierra de El Teleno	93	78

7. Medidas de conservación y gestión

Acciones urgentes recomendadas:

- Monitorizar la población y las comunidades en las que se desarrolla.

Acciones a medio/largo plazo:

- Mantener el seguimiento continuo.
- Realizar estudios sobre la regeneración de las comunidades en las que se desarrolla la especie.

-Realizar estudios de *fitness* reproductiva en zonas afectadas y no afectadas por los incendios, que incluyan:

- Pruebas de germinación.
- Identificación de las comunidades de polinizadores.
- Recoger y depositar semillas en bancos de germoplasma.
- Incluir estas áreas en los planes estratégicos de prevención de incendios forestales, para garantizar su integridad.

8. Observaciones y consideraciones adicionales

Antes de los incendios de 2025, *Genista sanabrensis* ya reunía los requisitos para ser evaluada como Vulnerable (VU) bajo el criterio B de la UICN, debido a su rango geográfico muy restringido (Extensión de Presencia -EOO- y Área de Ocupación -AOO- reducidos), la fragmentación severa de sus subpoblaciones y la existencia de amenazas continuas que provocaban un declive previo en la extensión y calidad del hábitat (quemaduras pastorales, apertura de pistas, infraestructuras en cumbres, parques eólicos, pastoreo intensivo). Tras los incendios de 2025, este escenario se agrava drásticamente: las dos subpoblaciones principales, que concentraban más del 97 % de la distribución conocida, sufrieron afectaciones directas del 46,38 % en Sanabria y del 93 % en la Sierra del Teleno, además del impacto sobre el 78–80 % de los puntos de presencia. La reducción del EOO y del AOO, unida al marcado deterioro del hábitat y a los efectos indirectos sobre suelo y polinizadores, refuerza de forma concluyente la aplicación de la categoría Vulnerable (VU) bajo los criterios y condiciones siguientes: B1ab(i,ii,iii)+2ab(i,ii,iii).

9. Fuentes bibliográficas principales

- Gómez Campo, C. & al. 1987. Libro rojo de especies vegetales amenazadas de España peninsular e Islas Baleares. ICONA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, 676 p.
- Lence, C., Alfaro, E., & Acedo, C. (2010). *Genista sanabrensis* Valdés Berm., Castrov. & Casaseca. En Fichas del Catálogo de Flora Protegida de Castilla y León. Universidad de León y Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León.
- Talavera, S. (1999). *Genista* L. En S. Talavera, C. Aedo, S. Castroviejo, A. Herrero, C. Romero Zarco, L. Sáez, F. J. Salgueiro, & M. Velayos (Eds.), Flora ibérica: Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Vol. VII(I). Leguminosae (partim) (pp. 45–119). Madrid, España: Real Jardín Botánico, CSIC.