

X JORNADA DE INVESTIGACIÓN

PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO

12 DE DICIEMBRE DE 2024



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO

ORGANISMO
AUTÓNOMO
PARQUES
NACIONALES



GOBIERNO
DE ARAGON

**X JORNADA
DE INVESTIGACIÓN
PARQUE NACIONAL DE ORDESA
Y MONTE PERDIDO
12 DE DICIEMBRE DE 2024**

X Jornada de Investigación. Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. 12 de diciembre de 2024

Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón

www.aragon.es/ordesa

C/Felipe Coscolla, 11-13. 22004-Huesca

© De los textos, las fotografías y los gráficos de los artículos: los autores

Diseño y maquetación: La Central, S.C., Huesca – www.lacentralpreimpresion.com

Editorial Jolube Consultor Botánico y Editor. Jaca (Huesca) – www.jolube.es

Primera edición: diciembre de 2025

Depósito legal: HU-230-2025

ISBN: 978-84-127863-8-5

eISBN: 978-84-127863-9-2

Impreso en España por Quares

Descarga este libro en PDF con este QR



**X JORNADA
DE INVESTIGACIÓN
PARQUE NACIONAL DE ORDESA
Y MONTE PERDIDO
12 DE DICIEMBRE DE 2024**



HUESCA, 2025

ÍNDICE

Introducción. Elena Villagrasa Ferrer.....	4
1. Impacto del cambio climático en la Cola de Caballo del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Luis Javier Lambán/Jorge Jódar Bermúdez.....	7
2. Respuesta de la productividad de pastos del PNOMP ante los cambios climáticos y de usos. José Daniel Anadón/Antonio Ignacio Arroyo/Mario Gaspar/ Lydia Cruz-Amo/Yolanda Pueyo.....	19
3. Efectos de los usos de la ivermectina en la comunidad de coleópteros coprófagos en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Huesca). Rocío Rosa García/Francisco Sánchez Piñero/Jean-Pierre Lumaret/ Antonio J. Ortiz/Jorge M. Lobo/Elisa Villén Molina/ Carmelo García Romero/Catherine Numa/Estela González Rodríguez....	25
4. Inventario de macroheteróceros en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Fernando Jubete Tazo.....	41
5. Incidencia de enfermedades emergentes de anfibios en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Jaime Bosch/Barbora Thumsová.....	52
6. Censo de gorrión alpino (<i>Montifringilla nivales</i>) en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. 2024. María del Mar Delgado/Rafael Benjumea.....	65
7. Control de fauna piscícola exótica en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Fernando Carmena Flores/Beatriz García Prieto/ Nacho Gómez Pellicer/Pilar Jimeno Brabo/Ana Trujillano Dorado/ Javier Otero Puertas/María Jarne Bretones/Ramón Antor Castellarnau....	74
Folleto divulgativo de la IX Jornada de Investigación.....	86

Introducción

Elena Villagrasa Ferrer

Directora del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP)



Desde la organización de las X Jornadas de Investigación en el Parque Nacional, queremos expresar nuestro más sincero agradecimiento a todas las personas e instituciones que han hecho posible esta edición tan especial.

Agradecemos profundamente a los investigadores y ponentes que han compartido generosamente su trabajo, sus hallazgos y su pasión por la ciencia y la conservación. Su compromiso con el conocimiento y la protección del entorno natural es el motor que impulsa estas jornadas.

Nuestro reconocimiento también a las entidades colaboradoras, universidades, centros de investigación, administraciones públicas y organizaciones ambientales, cuyo apoyo logístico, técnico y financiero ha sido fundamental para la realización del evento.

Gracias al equipo organizador y voluntariado, por su dedicación incansable, su profesionalismo y su entusiasmo, que han garantizado el buen desarrollo de cada detalle.

Y, por supuesto, a todos los asistentes, por su interés, participación activa y espíritu colaborativo. Su presencia da sentido a este encuentro y nos anima a seguir construyendo espacios de diálogo y aprendizaje compartido.

Estas jornadas son el reflejo de un esfuerzo colectivo, y esperamos que sigan siendo un punto de encuentro fértil para la investigación, la conservación y el compromiso con nuestros parques nacionales.

Contenidos. Diversidad temática y retos globales

Las X Jornadas de Investigación en el Parque Nacional reflejan la riqueza y diversidad de enfoques científicos que convergen en la comprensión y conservación de nuestros ecosistemas de montaña. Desde la hidrogeología hasta la ecología de especies amenazadas, pasando por el seguimiento de enfermedades emergentes o el impacto de sustancias químicas en la biodiversidad, cada ponencia aporta una pieza clave al conocimiento integral del territorio.

Esta diversidad no solo enriquece el debate científico, sino que también responde a la necesidad urgente de abordar los grandes desafíos ambientales de nuestro tiempo, como el cambio climático y el cambio en el uso del suelo. Ambos fenómenos están transformando aceleradamente los paisajes, los ciclos ecológicos y la distribución de especies, y requieren una comprensión profunda y multidisciplinar para poder anticipar sus efectos y diseñar estrategias de adaptación eficaces.

Por ello, estas jornadas no son solo un espacio de intercambio académico, sino también una herramienta esencial para fortalecer la gestión del Parque Nacional y para acercar la ciencia a la sociedad, promoviendo una cultura de conservación basada en el conocimiento riguroso y compartido.

La ciencia al servicio de la sociedad y la conservación

Uno de los pilares fundamentales de estas Jornadas es el compromiso con la transferencia del conocimiento. Creemos firmemente que la investigación no debe quedarse en los laboratorios o en las publicaciones especializadas, sino que debe llegar a la ciudadanía, a los gestores del territorio y a todos aquellos que conviven y trabajan en el Parque Nacional. Solo así podremos construir una gestión verdaderamente participativa, basada en evidencias, que responda a los retos ecológicos, sociales y climáticos de nuestro tiempo. Estas jornadas son una oportunidad única para tender puentes entre la ciencia, la gestión y la sociedad, y para seguir avanzando juntos en la conservación de este espacio natural excepcional.

Queremos expresar nuestro más sincero agradecimiento a todas las personas que han hecho posible estas X Jornadas de Investigación en el Parque Nacional. Gracias a los ponentes por compartir su conocimiento, a los organizadores por su dedicación, y a los asistentes por su interés, preguntas y entusiasmos.

La participación activa de cada uno de ustedes es lo que da sentido a este encuentro. Esperamos que estas jornadas hayan sido un espacio de aprendizaje, inspiración y colaboración, y que sigamos construyendo juntos un futuro más consciente y comprometido con la conservación de nuestros espacios naturales.

¡Gracias por formar parte de esta edición tan especial!

Colaboran:



1. Impacto del cambio climático en la Cola de Caballo del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

Jorge Jódar Bermúdez
y Luis Javier Lambán Jiménez

Instituto Geológico y Minero de España
(Unidad de Zaragoza)
Consejo Superior de Investigaciones
Científicas (IGME-CSIC)



Resumen

En la X Jornada de Investigación celebrada el 12 de diciembre de 2024, realizada en el Centro de Visitantes del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, en Torla-Ordesa (Huesca), se presentó un avance de los resultados obtenidos sobre el impacto del cambio climático en el sistema acuífero drenado por el manantial de Garcés, cuya descarga genera en el Circo de Soaso la emblemática cascada de la Cola de Caballo. Este trabajo de ha desarrollado el marco del proyecto de investigación científica en la Red de Parques Nacionales (SPIP2021-02741): “Impacto, seguimiento y evaluación del cambio climático global en los recursos hídricos en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido”.

1. Introducción

El Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) presenta un elevado número de figuras de protección ambiental a escala nacional, supranacional y transfronteriza. El agua, en sus diferentes formas (glaciares, nieve, escorrentía superficial y subterránea, manantiales), es un elemento fundamental desde los puntos de vista paisajístico, ecológico y ambiental.

El área constituye el mayor macizo montañoso calcáreo de Europa Occidental y el karst de mayor altitud de toda Europa. La escasez de aguas superficiales durante el estiaje fuera de los cauces principales se debe a que buena parte del agua de precipitación (lluvia y nieve) se infiltra en el subsuelo, alimentando los acuíferos que, posteriormente, descargan a través de manantiales y aportan el caudal base a los ríos principales.

Los acuíferos kársticos en zonas de alta montaña constituyen sistemas hidrogeológicos complejos que se caracterizan por presentar una alta heterogeneidad, velocidades de tránsito elevadas, efectos asociados a relieves abruptos y grandes altitudes, tiempos de respuesta muy cortos a episodios de precipitación, importantes gradientes geográficos de temperatura, así como una recarga y descarga controlada en buena parte por la dinámica nival. Todo ello hace que estos acuíferos sean muy vulnerables frente al cambio climático. Conocer su funcionamiento es esencial para realizar una correcta gestión y conservación.

El aumento de la temperatura como consecuencia del cambio climático supone una menor acumulación de nieve en la zona de recarga del acuífero, y un adelantamiento progresivo de la época de deshielo, lo que, unido a los cortos tiempos de tránsito del agua debido a la naturaleza kárstica del terreno, puede afectar significativamente al mantenimiento de los niveles y caudales de descarga subterránea durante la primavera y el verano. En el ámbito geográfico del PNOMP, la mayor parte de los recursos hídricos, tanto sus manantiales (algunos tan emblemáticos como la Cola de Caballo, Fuen Blanca o la Fuente de Escuaín) como sus ríos principales (Arazas, Bellós, Yaga y Cinca) tienen su origen en la descarga, tanto difusa como concentrada, de las aguas subterráneas, por lo que una disminución de esta descarga afectará directa o indirectamente a toda la biodiversidad y a los ecosistemas asociados al agua.

El objetivo del presente trabajo es evaluar los efectos del cambio climático, respecto a la cantidad de los recursos hídricos del PNOMP. Esta evaluación se realiza a escala local, en el sector comprendido entre el Macizo del Monte Perdido y la Cola de Caballo, mediante la implementación y calibración de un modelo numérico hidrológico (HBV), y la posterior simulación de escenarios climáticos futuros. Para ello, se han instalado sensores automáticos de nivel de agua en el manantial de Garcés, cuya surgencia genera, unos metros aguas abajo, la conocida cascada de la Cola de Caballo. La serie temporal del nivel de agua en Garcés permite estimar la serie temporal de caudal de descarga del sistema kárstico drenado por este manantial.

2. Área de estudio

El PNOMP está situado en el sector central de los Pirineos, la cadena montañosa más importante de la Península Ibérica. La altitud máxima corresponde al Pico Monte Perdido (Fig. 1), de 3355 m s.n.m. (sobre el nivel del mar), el cual es la tercera altura de toda la cordillera pirenaica tras los picos Aneto (3404 m s.n.m.) y Posets (3368 m s.n.m.).

Desde el punto de vista climático y según la clasificación de Köppen-Geiger, el PNOMP tiene un clima frío con una estación seca, con veranos suaves y frescos y variaciones altitudinales significativas. En la estación meteorológica de Fanlo-Góriz situada a

2200 m s.n.m. (Fig. 1), la temperatura media anual es de 4,9°C y la precipitación media de 1650 mm/año. La precipitación media mensual presenta un máximo en otoño, con un pico secundario en primavera, y un mínimo en invierno. La variabilidad espacial de las precipitaciones muestra un gradiente O-E debido a los frentes de bajas presiones oceánicas que llegan desde el Atlántico, los cuales son los responsables de los principales volúmenes de precipitación registrados en el PNOMP. Los gradientes verticales promedio de temperatura y precipitación son de -3,3°C/km y 200 mm/km, respectivamente.

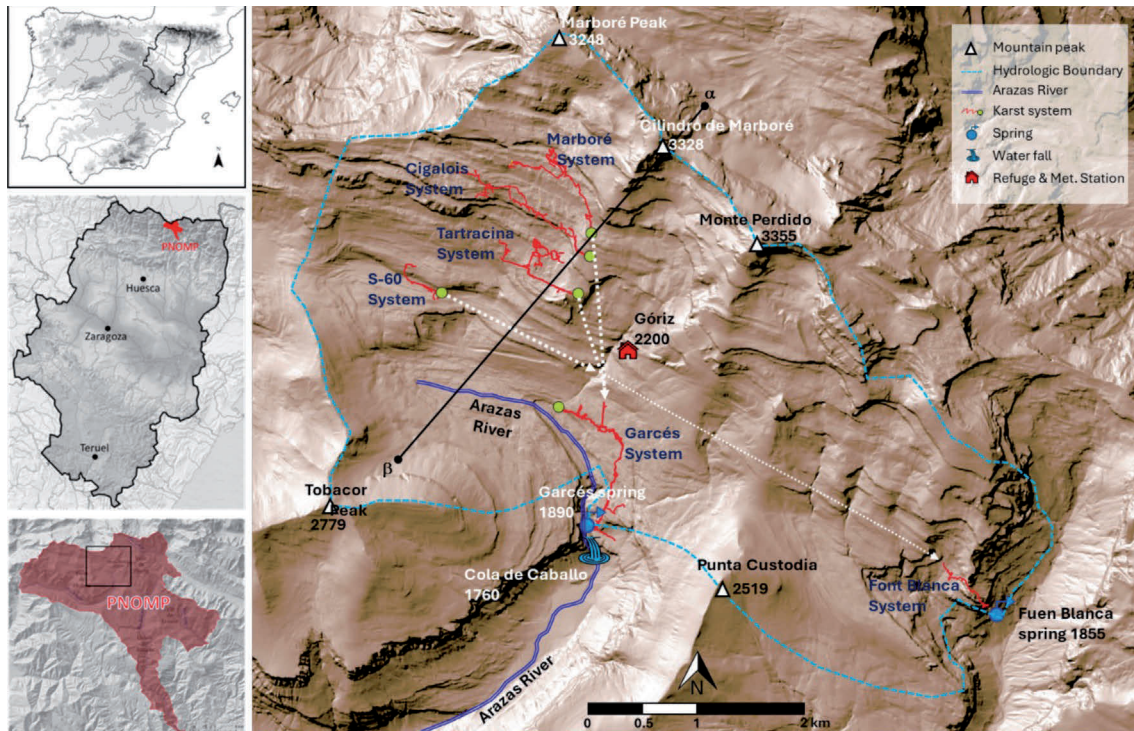


Figura 1. Ubicación de la zona de estudio, donde se aprecia la cuenca hidrológica asociada a los manantiales de Garcés y la Fuen Blanca. En rojo se señalan los principales sistemas kársticos cartografiados, la mayoría de los cuales no han sido completamente explorados. El círculo verde indica el sumidero terminal de los sistemas kársticos correspondientes. Las flechas punteadas blancas indican la conexión hidrológica no cartografiada pero comprobada por Jódar et al. (2020) entre estos sistemas kársticos superiores y los de Garcés y la Fuen Blanca.

Desde el punto de vista geológico, la característica tectónica más importante es la presencia de dos grandes mantos de corrimiento: Gavarnie (al oeste del río Ara) y Monte Perdido (al este) (Fig. 1) (Séguret, 1972). El primero incluye los afloramientos de Sierra Tendeñera (Cretácico a Eoceno inferior) y la base del valle de Ordesa (Paleoceno). Se caracteriza por un fuerte hundimiento de estos materiales hacia el sur, bajo el flysch eoceno. El segundo incluye los afloramientos eocenos y se extiende hacia el sur, llegando hasta el río Ara. Este manto presenta escasa deformación interna, lo que en principio impide la

conexión hidráulica local entre los distintos niveles permeables (CHE, 1998). Las calizas, dolomías y calcarenitas del Cretácico Superior y del Paleoceno-Eoceno inferior constituyen los niveles permeables superficiales más importantes, y contienen los manantiales más significativos del PNOMP. Los principales sistemas kársticos se localizan en los materiales del Paleoceno-Eoceno inferior (Lambán et al., 2015). La cuenca hidrogeológica del macizo del Monte Perdido tiene dos puntos principales de descarga subterránea, el manantial de Garcés y el de la Fuen Blanca (Fig. 1). Ambos manantiales se localizan en el contacto entre los materiales karstificados del Paleoceno-Eoceno del Grupo Gallinero y las areniscas de la Formación Marboré del Cretácico Superior, de menor permeabilidad en relación con las calizas karstificadas (Fig. 2). El manantial de Garcés es el punto de desbordamiento del sistema Garcés, cuyas aguas de descarga forman la cascada de la Cola de Caballo (Fig. 1).

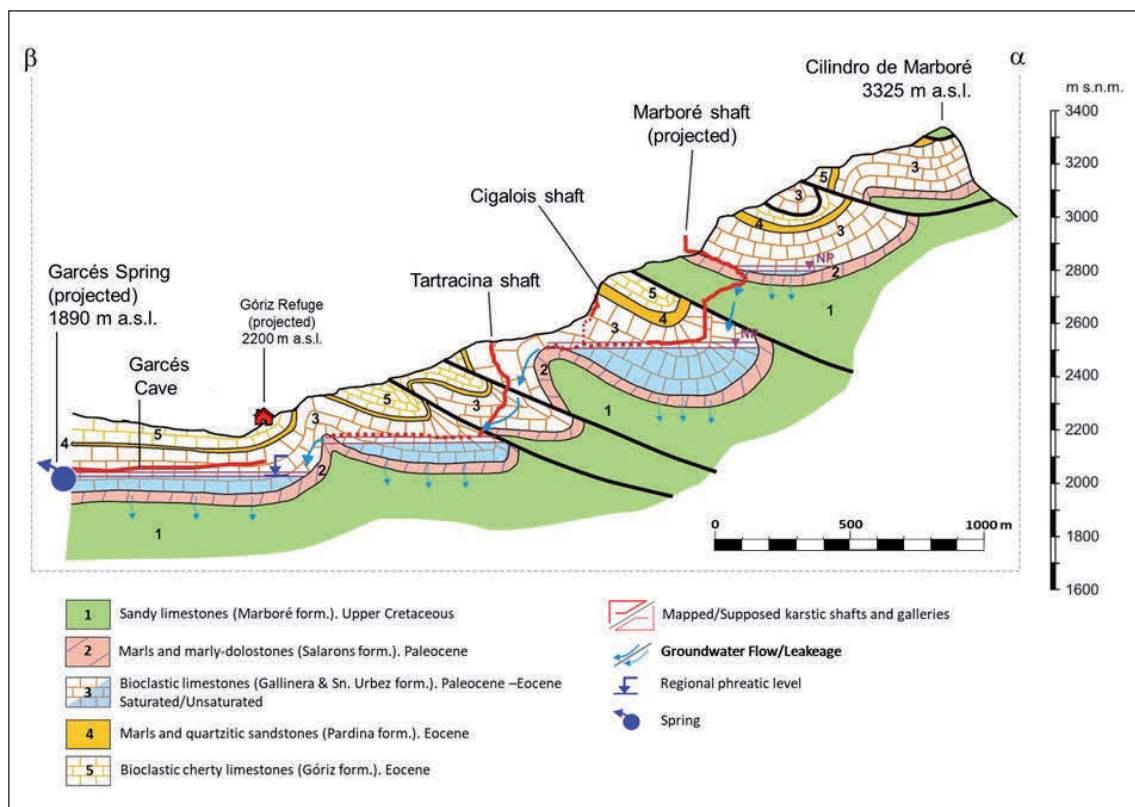


Figura 2. Mapa hidrogeológico de la zona de estudio a través de la sección transversal α - β según se define en la Fig. 1.

3. Métodos

Para reproducir el comportamiento hidrodinámico observado del sistema hidrogeológico se utiliza el modelo conceptual semidistribuido de precipitación-escorrentía

HBV-Light (Seibert y Vis, 2012). HBV es un modelo que se puede utilizar para caracterizar el comportamiento de cuencas hidrológicas en zonas de montaña, dado que permite simular los procesos de acumulación y fusión nival (Jódar et al., 2018, Herms et al., 2019; 2022; Seibert y Bergström, 2022 y referencias en los mismos).

El modelo requiere como datos de entrada cierta información hidroclimática de la cuenca, como la curva hipsométrica de la cuenca (Fig. 3A), y los gradientes altitudinales de precipitación y temperatura, así como las series temporales diarias de precipitación, temperatura, evapotranspiración potencial y caudal de descarga de la cuenca hidrológica. La cuenca puede dividirse en numerosas zonas de altitud, en función del desnivel existente entre el punto más bajo y el más alto de la cuenca. En particular, en este trabajo, la cuenca hidrológica se ha dividido en diez zonas de elevación (Fig. 3B).

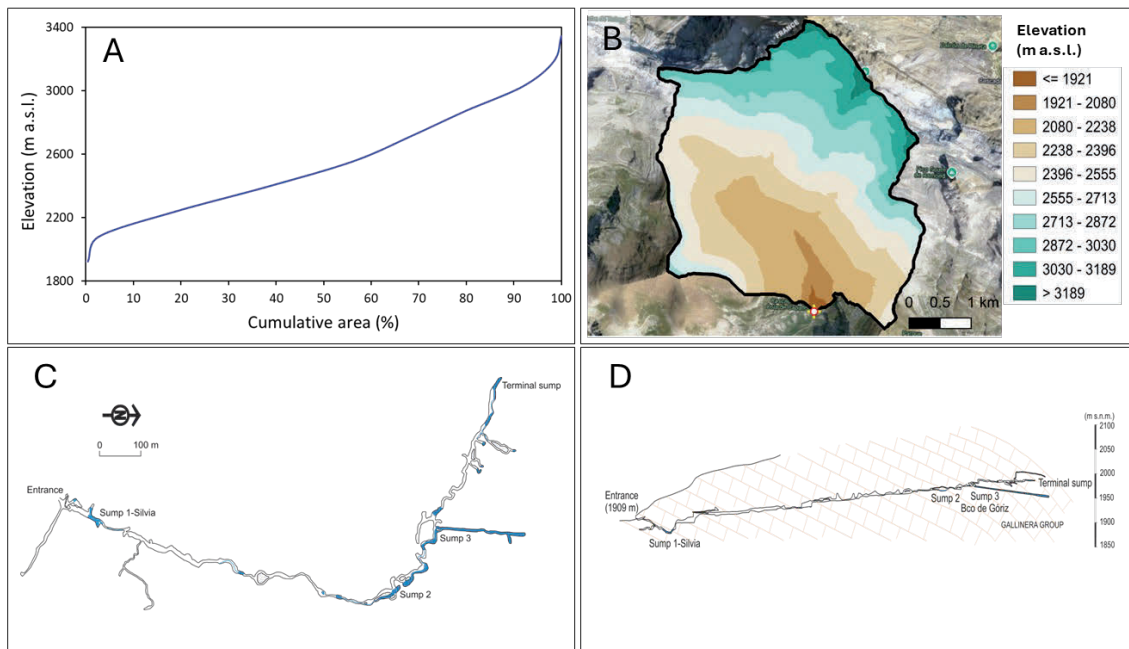


Figura 3. (A) Curva hipsométrica de la cuenca hidrológica asociada al manantial de Garcés. (B) división de la cuenca hidrológica en zonas altitudinales. (C) Estructura en planta del Sistema Garcés. (D) Perfil vertical del sistema Garcés.

Para simular la dinámica del sistema hidrológico, HBV utiliza un esquema de dos depósitos conectados, los cuales generan una descarga lineal con el nivel de agua almacenada en ellos. El depósito superior se utiliza para generar la escorrentía superficial y subsuperficial, mientras que el inferior genera la escorrentía subterránea. El modelo tiene en cuenta una serie de parámetros (Bergström 1992, 1995; Seibert 1999), los cuales se calibran automáticamente minimizando, entre otras, la función objetivo de eficiencia de Nash-Sutcliffe (Reff; Nash y Sutcliffe, 1970). Esto se realiza mediante un algoritmo genético (Seibert, 2000) implementado en HBV.

La serie diaria de caudales de descarga, necesaria para evaluar la bondad del ajuste del modelo HBV mediante la calibración, se ha obtenido midiendo la evolución del nivel de la lámina de agua en el Sifón Silvia, que es el punto terminal del sistema kárstico de Garcés desde el cual brota el manantial de Garcés (Fig. 3C y Fig. 3D). Esos niveles se han correlacionado con el caudal de descarga del manantial mediante la correspondiente curva de gasto.

Para evaluar el impacto del cambio climático en la cuenca hidrológica se utiliza el modelo HBV calibrado, y éste se utiliza para simular la respuesta hidrológica de la cuenca teniendo en cuenta las series temporales de las variables hidroclimáticas, utilizando para ello un enfoque de “delta change” (Hay et al., 2000; Rätty et al., 2014; Chen et al., 2018), esto es, se utiliza la señal de cambio climático entre el clima de referencia (REF) y el futuro (RCPs) para estimar dicho impacto. En este trabajo se utiliza el conjunto de modelos climáticos considerados por la AEMET para los escenarios de emisión s RCP4.5 y RCP8.5, disponibles en su web. En todos los casos, el periodo temporal asociado al periodo de referencia y a los escenarios futuros son 1975-2005 y 2005-2100, respectivamente. Para evaluar el impacto del cambio climático en el sistema de Garcés nos centraremos en el periodo 2070-2100.

4. Resultados y discusión

El modelo calibrado reproduce se manera satisfactoria la evolución hidrodinámica del caudal de descarga del manantial de Garcés, tanto para el periodo de calibración como para el periodo de validación utilizados (Fig.4). Además, se ha realizado un análisis de Monte Carlo para evaluar la incertidumbre en la parametrización obtenida tras la calibración.

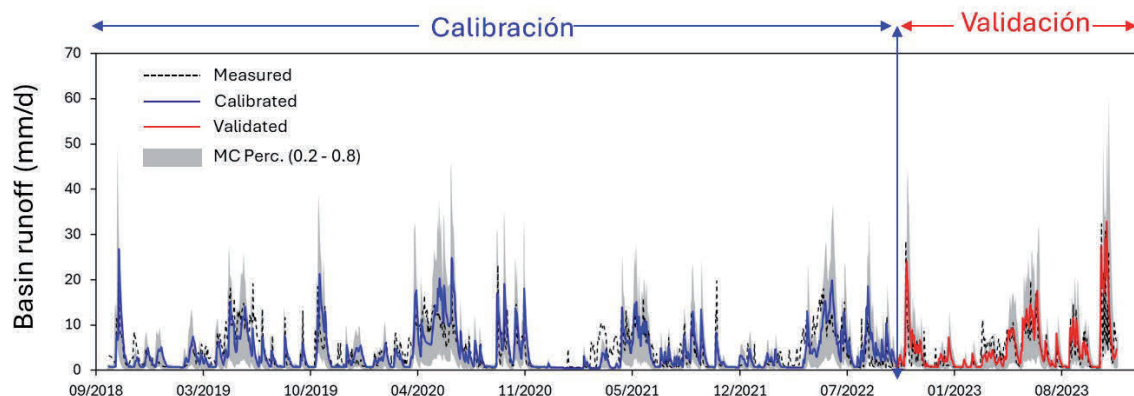


Figura 4. Descarga del manantial de Garcés medida y simulada con HBV, para los periodos de calibración y validación. La zona sombreada corresponde al intervalo de confianza [20%, 80%] obtenido tras realizar las simulaciones del proceso de Monte Carlo.

Analizando la variación estacional de la precipitación para la zona de estudio, tanto para el escenario REF como para los RCPs considerados, vemos que no cambia en exceso (Fig. 5A). Los modelos climáticos pronostican un incremento en la precipitación anual promedio del 2% y del 1% para RCP4.5 y RCP8.5, respectivamente. De hecho, la función de distribución acumulada de precipitación diaria asociada al periodo de referencia (REF) y a los escenarios climáticos RCP4.5 y RCP8.5 son muy similares (Fig. 5B), lo que indica que, en términos frecuencia, la precipitación acumulada diaria simulada por los modelos climáticos para el periodo futuro (i.e., 2070-2100) es similar a la del periodo de referencia. No obstante, esa invariancia de la precipitación diaria no se observa en términos de la temperatura del aire (Fig. 4C) ni, por ende, en términos de la evapotranspiración (Fig. 4D). Los incrementos promedio en temperatura obtenidos, para el ensemble de modelos climáticos, son de 66% y 111% para los escenarios RCP4.5 y RCP6.5, respectivamente. De manera análoga los incrementos en evapotranspiración para los mismos escenarios a futuro son del 13% y del 62%, respectivamente. Como se puede ver, los modelos climáticos predicen un aumento no significativo de la precipitación, pero sí un claro aumento de la temperatura, y de mano esta también un aumento de la evapotranspiración.

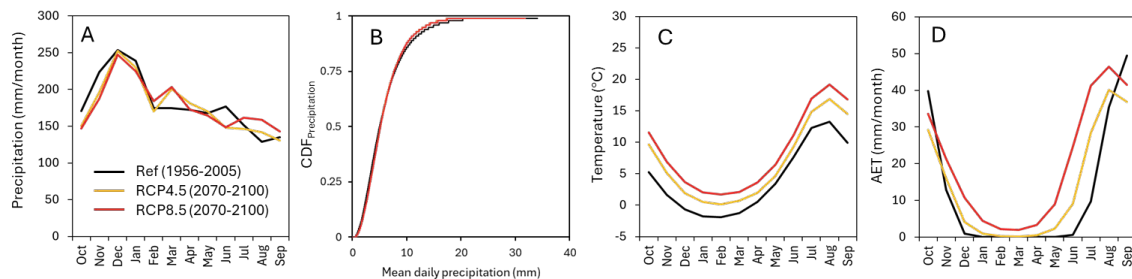


Figura 5. (A) Precipitación mensual promedio, (B) función de distribución acumulada de la precipitación diaria, (C) temperatura promedio mensual y (D) evapotranspiración real, obtenidos para los escenarios REF y RCPs considerados.

El incremento de la temperatura en los escenarios futuros tiene un impacto directo en el tipo de precipitación que se va a observar. Si la temperatura sube, los eventos de lluvia aumentarán, en detrimento de los eventos de precipitación en forma de nieve. La figura 6A muestra cómo, en promedio, el espesor de nieve acumulado mensual disminuye, con respecto al escenario de referencia, entre un 23% y 61% para el escenario RCP4.5 y RCP8.5, respectivamente. Pero el incremento de temperatura no solo afectará en la cantidad de nieve acumulada, sino también en su distribución altitudinal. En este sentido, la figura 6B muestra cómo, para los escenarios RCP4.5 y RCP8.5, la cota de nieve asciende entre 300 y 500 m, respectivamente, con respecto la cota de nieve del periodo de referencia. Este resultado indica que, para el escenario de mayor impacto (i.e., RCP8.5), la cota de nieve en marzo, que es el mes tanto de mayor acumulación como de cota de nieve más

baja, la cota de nieve se quedará, en promedio, a una cota aproximada de 2300 m s.n.m., esto es, justo por encima del refugio de Góriz (Fig. 6C).

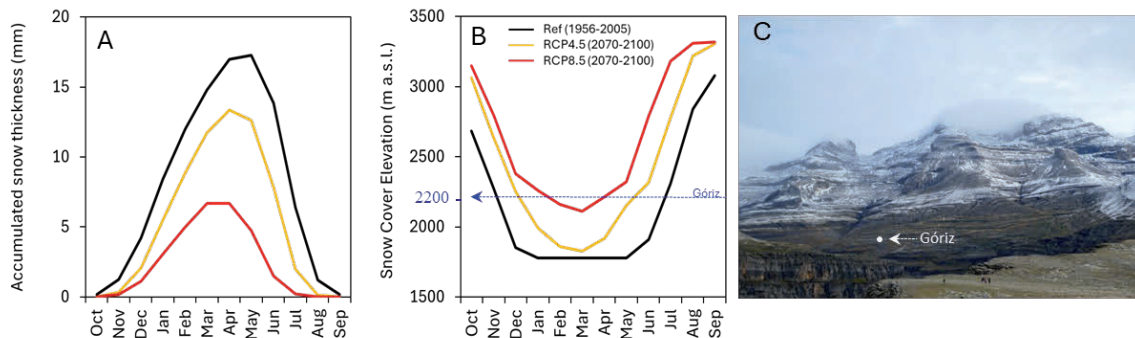


Figura 6. (A) Precipitación nival mensual acumulada y (B) altura promedio de la cota de nieve para los escenarios REF y RCPs considerados. (C) Imagen de la cara sur del macizo del Monte perdido, donde se indica la ubicación del refugio de Góriz.

En un acuífero kárstico con una capacidad de infiltración tan elevada, como la del sistema acuífero superior del PNOMP (Lambán et al., 2015), la recarga viene muy condicionada por la infiltración de la precipitación, mientras que la evolución de la temperatura, para los escenarios RCPs considerados, no impactará en una reducción de la recarga promedio anual del acuífero. No obstante, la tendencia térmica sí tendrá un efecto claro en la estacionalidad de la recarga (Fig. 7A), y por ende en la estacionalidad de la descarga y la respuesta hidrológica del sistema acuífero (Fig. 7B). El ascenso térmico hará que se incremente el número de eventos de precipitación en forma de lluvia durante el otoño y el invierno, aumentando la descarga del sistema en esos meses. Además, iniciará antes el proceso de fusión nival, con lo cual, el máximo caudal de descarga asociado a esa fusión también se adelantará, y será de menor entidad, como se puede apreciar en la figura 7B. Este cambio en la estacionalidad de la descarga hace que, en el ámbito del año hidrológico, los meses de otoño, invierno y primavera (i.e., de septiembre a abril) el caudal de descarga aumente, con respecto al escenario de referencia, entre un 69% y 108% para los escenarios RCP4.5 y RCP8.5, respectivamente, mientras que para los mismos RCPs, en los meses de estiaje (i.e., de mayo a agosto) el caudal de descarga disminuya entre un 23% y 41%, respectivamente. Esta disminución del caudal de descarga en la época estival, que es cuando más crítico es el acceso a este recurso por parte de los ecosistemas asociados a la disponibilidad del recurso hídrico, puede impactar de manera seria en dichos ecosistemas aguas abajo del manantial de Garcés. Pero no solo el caudal es importante, también lo es la temperatura asociada a la descarga. Al disminuir tanto la recarga procedente de la fusión nival, como el caudal de descarga en la época estival, la temperatura del agua de descarga en ese periodo aumentará, impactando en los ecosistemas de peces, anfibios y otros organismos, que dependan de la temperatura del agua en los ríos de PNOMP.

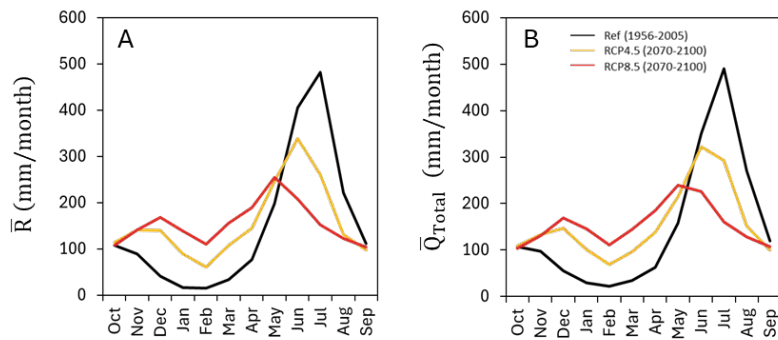


Figura 7. (A) Recarga promedio mensual del sistema acuifero y (B) descarga promedio mensual del sistema hidrogeológico, para los escenarios REF y RCPs considerados.

La cascada de la Cola de Caballo tiene su origen, en buena parte, como resultado de la descarga del agua del sistema acuifero drenado por el manantial de Garcés. Esta caída de agua es un icono del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, y tiene un alto valor simbólico y paisajístico. No en vano, fue declarada recientemente la cascada “más bonita” del mundo en una encuesta pública, a nivel internacional (The Guardian, 2019). Dicho valor paisajístico va de la mano de la descarga generada por el manantial de Garcés en periodos de máximo caudal (Fig. 8A), una descarga que se verá afectada, muy probablemente, por el cambio en la estacionalización de la descarga subterránea, la cual presentará periodos más largos de baja descarga (Fig. 7B).



Figura 8. (A) Cascada de la Cola de Caballo mostrando un caudal elevado como resultado de periodo de precipitaciones intensas. (B) Cascada de la Cola de Caballo mostrando un caudal bajo como resultado del estiaje.

5. Conclusiones

La dinámica la cascada de la cola de Caballo, icono del parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, viene controlada fundamentalmente durante el estiaje por la descarga del agua subterránea proveniente del manantial de Garcés. Este manantial es el punto de descarga principal del sistema de drenaje generado por los sistemas kársticos desarrollados en el macizo del Monte Perdido.

El impacto que el cambio climático va a generar en la dinámica de la descarga del sistema kárstico de Garcés va a venir controlado por la tendencia al alza, que los moldeos climáticos prevén en las temperaturas.

El ascenso de las temperaturas generará más precipitación en forma de lluvia y un avance en el periodo de fusión nival que dará lugar a un cambio en la estacionalidad de la descarga del sistema acuífero, drenado por el manantial de Garcés, generando un aumento del caudal promedio de descarga en otoño, invierno y primavera, y una disminución del caudal base durante el estiaje.

Los cambios en el funcionamiento hidrodinámico del sistema Garcés, disminución de caudal y aumento de la temperatura del agua, afectarán a los ecosistemas dependientes del recurso hídrico existentes aguas abajo tanto del manantial de Garcés como de la Cola de Caballo.

6. Agradecimientos

Las actividades y trabajos presentados se han realizado en el marco del proyecto de investigación científica en la Red de Parques Nacionales (SPIP2021-02741): “Impacto, seguimiento y evaluación del cambio climático global en los recursos hídricos en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido”. Para ello ha resultado indispensable además la colaboración de Elena Villagrasa, Ramón Castillo y la guardería del PNOMP, Ramón J. Antor, Ignacio Gómez, Ana Trujillano, Pilar Jimeno, Fernando Carmena y Beatriz García de Sarga, y el soporte logístico proporcionado por el personal del Hotel Villa Russell, así como por Marisol Oliván y Alicia Berdiel.

7. Referencias

- BERGSTRÖM, S. (1992), «The HBV model - its structure and applications», *SMHI Hydrology*, RH n.º.4, Norrköping, 35 pp.
- _____, S. (1995). The HBV model. In: Singh, V.P., (Ed.), *Computer Models of Watershed Hydrology*, Ch. 13, pp. 443±476, Water Resources Publications, Highlands Ranch, Colorado, USA, 1130 pp.
- CHE (1998), *Catalogación de los acuíferos de la Cuenca del Ebro*. Oficina de Planificación Hidrológica. Confederación Hidrográfica del Ebro, Zaragoza.
- CHEN, Z., HARTMANN, A., WAGENER, T. y GOLDSCHIEDER, N. (2018), «Dynamics of water fluxes and storages in an Alpine karst catchment under current and potential future climate conditions». *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 22 (7), 3807-3823. <https://doi.org/10.5194/hess-22-3807-2018>.
- HAY, L.E., WILBY, R.L. y LEAVESLEY, G.H. (2000), «A comparison of delta change and downscaled GCM scenarios for three mountainous basins in the United States», *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 36 (2), 387-397. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2000.tb04276.x>.
- HERMS, I., JÓDAR, J., SOLER, A., VADILLO, I., LAMBÁN, L.J., MARTOS-ROSILLO, S., NÚÑEZ, J.A., ARNÓ, G. y JORGE, J. (2019), «Contribution of isotopic research techniques to characterize high-mountain-Mediterranean karst aquifers: The Port del Comte (Eastern Pyrenees) aquifer». *Science of the Total Environment*, volume 656, 209-230. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.188>.
- JÓDAR, J., CARPINTERO, E., MARTOS-ROSILLO, S., RUIZ-CONSTÁN, A., MARÍN-LECHADO, C., CABRERA-ARRABAL, J.A., NAVARRETE-MAZARIEGO, E., GONZÁLEZ-RAMÓN, A., LAMBÁN, L.J., HERRERA, C. y GONZÁLEZ-DUGO, M.P. (2018), Combination of lumped hydrological and remotesensing models to evaluate water resources in a semi-arid high altitude ungauged watershed of Sierra Nevada (Southern Spain). *Sci.Total Environ.* 625, 285–300. <https://doi-org.recursos.biblioteca.upc.edu/10.1016/j.scitotenv.2017.12.300>.
- JÓDAR, J., GONZÁLEZ-RAMÓN, A., MARTOS-ROSILLO, S., HEREDIA, J., HERRERA, C., URRUTIA, J., CABALLERO, Y., ZABALETA, A., ANTIGÜEDAD, I., CUSTODIO, E. y LAMBÁN, L.J. (2020), «Snowmelt as a determinant factor in the hydrogeological behaviour of high mountain karst aquifers: The Garcés karst system, Central Pyrenees (Spain)». *Science of The Total Environment*, 748-141363. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141363>.
- LAMBÁN, L.J., JÓDAR, J., CUSTODIO, E., SOLER, A., SAPRIZA, G. y SOTO, R. (2015), «Isotopic and hydrogeochemical characterization of high-altitude karst aquifers in complex geological settings. The Ordesa and Monte Perdido National Park (Northern Spain) case study». *Science of The Total Environment*, 506-507: pp. 466-479, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.11.030>.

- RÄTY, O., RÄISÄNEN, J. y YLHÄISI, J.S. (2014), «Evaluation of delta change and bias correction methods for future daily precipitation: intermodel cross-validation using ENSEMBLES simulations». *Climate Dynamics*, 42 (9–10), 2287-2303. <https://doi.org/10.1007/s00382-014-2130-8>.
- SEIBERT, J. (2000), «Multi-criteria calibration of a conceptual runoff model using a genetic algorithm». *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 4 (2):215–224. <https://doi.org/10.5194/hess-4-215-2000>.
- SEIBERT, J. y VIS, M.J.P. (2012), «Teaching hydrological modelling with a user-friendly catchment-runoff-model software package». *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 16 (9), 3315-3325. <https://doi.org/10.5194/hess-16-3315-2012>, 102012.
- SEIBERT, J. y BERGSTRÖM, S. (2022), «A retrospective on hydrological modelling based on half a century with the HBV model». *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 26, 1371-1388. <https://doi.org/10.5194/hess-26-1371-2022>.
- SÉGURET, M. (1972), *Etude tectonique des nappes de series décollées de la partie centrale du versant sud des Pyrénées. Caractère synsédimentaire, rôle de la compression et de la gravité*. Thèse Doct. Publ. USTELA. Série Géol, Montpellier (155 pp.).
- THE GUARDIAN (2019), «20 of the world's best waterfalls: readers' tips», <https://www.theguardian.com/travel/2019/aug/01/20-of-worlds-best-waterfalls-readers-travel-tips>.

2. Respuesta de la productividad de pastos del PNOMP ante los cambios climáticos y de usos*

José Daniel Anadón,
Antonio Ignacio Arroyo, Mario Gaspar,
Lydia Cruz-Amo, Yolanda Pueyo
Instituto Pirenaico de Ecología,
IPE-CSIC, Av. Montañana 1005,
50059, Zaragoza, España



Resumen

Este estudio analiza la dinámica de la producción primaria en pastizales del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido entre 1984 y 2023, utilizando imágenes satelitales NDVI para comparar áreas pastoreadas y abandonadas. Se evidencia que el cambio climático influye de manera diferencial según el uso del suelo, con efectos negativos en la producción primaria en pastos en uso principalmente por un mayor estrés hídrico y efectos positivos en áreas abandonadas y matorralizadas debido a un aumento del periodo de crecimiento. Nuestros resultados subrayan la compleja relación entre el uso del suelo, la producción primaria aérea y el cambio climático en los pastizales de montaña, y destacan la doble amenaza que el cambio climático representa para los pastizales gestionados, al limitar su productividad y, al mismo tiempo, agravar la matorralización tras el abandono.

1. Introducción

Los pastizales de montaña son ecosistemas de alto valor natural que albergan una gran biodiversidad y ofrecen múltiples servicios ecosistémicos, como la regulación del clima, la protección del suelo o el aprovechamiento ganadero. Históricamente, estos espacios han sido gestionados como pastos para la ganadería extensiva, sustentando modos de vida tradicionales en zonas de alta montaña. Sin embargo, el abandono progresivo del pastoreo en las últimas décadas está provocando cambios profundos en su estructura y funcionamiento.

* Los resultados aquí presentados forman parte de una investigación más amplia, actualmente en proceso de revisión en la revista *Landscape Ecology*: Arroyo, A.I., Pueyo, Y., Gaspar, M., Cruz-Amo, L., Anadón, J.D. «Climate change limits aboveground primary production and exacerbates post-abandonment woody encroachment in mountain grasslands».

Una de las consecuencias más visibles del abandono es la expansión de matorrales y árboles en zonas subalpinas, lo que reduce la diversidad vegetal, la disponibilidad de forraje y aumenta el riesgo de incendios. Al mismo tiempo, el cambio climático, especialmente intenso en regiones montañosas, altera la duración de la estación de crecimiento y puede agravar estos procesos. Aunque se conocen bien los efectos individuales del abandono ganadero y del cambio climático sobre la vegetación, sus efectos combinados siguen siendo poco conocidos.

La producción primaria vegetal, es decir, la capacidad del ecosistema para generar biomasa, es un indicador clave del funcionamiento ecológico. Además de su magnitud, su estabilidad en el tiempo, incluyendo la capacidad de resistir y recuperarse de perturbaciones, es fundamental para mantener los servicios ecosistémicos. Esta estabilidad depende de la diversidad biológica, afectada a su vez por el uso del suelo y el clima.

En este estudio analizamos cómo el abandono del pastoreo y el cambio climático han afectado la producción primaria de los pastizales de montaña del Pirineo español entre 1984 y 2023, utilizando imágenes satelitales (NDVI). Evaluamos las tendencias a largo plazo, su sensibilidad a la variabilidad climática, comparando pastizales pastoreados y abandonados. Nuestra hipótesis es que el abandono favorece aumentos en la producción primaria y reduce su sensibilidad climática.

2. Materiales y métodos

El estudio se desarrolló en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido y su entorno (Pirineo central, NE de España), una región montañosa con clima templado y una larga tradición ganadera. La zona presenta una topografía compleja y suelos ricos en materia orgánica, donde la ganadería extensiva ha modelado durante siglos un mosaico de pastos y bosques.

Se analizaron tres tipos de pastizales representativos: (1) pastizales subalpinos aún pastoreados en verano por vacas y ovejas; (2) pastizales subalpinos abandonados desde hace décadas y en proceso de colonización por matorral; y (3) pastizales alpinos por encima del límite del bosque, utilizados por rebaños ovinos (Figura 1). Para cada tipo se seleccionaron 20 ubicaciones, distribuidas en distintas unidades de pastoreo, asegurando condiciones ambientales comparables y sin perturbaciones recientes.

La producción primaria aérea se aproximó mediante el índice NDVI, derivado de imágenes satelitales de la serie Landsat entre 1984 y 2023, centradas en la estación de crecimiento (mayo a octubre). Las imágenes se procesaron con Google Earth Engine (GEE), generando una serie temporal anual por cada ubicación.



Figura 1. Vista aérea de parte de los pastos del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido y ejemplo de la situación de los tres tipos de pastos estudiados: alpinos, subalpinos en uso y subalpinos matorralizados.

Además, se recopilaron datos climáticos (precipitación y temperaturas mínimas y máximas) del conjunto de datos ERA5-Land para el mismo periodo. Se calcularon valores estacionales para invierno, primavera y verano.

Se analizaron las tendencias a largo plazo de las variables climáticas con métodos estadísticos robustos no paramétricos para detectar cambios significativos en precipitación y temperatura a lo largo del periodo de estudio. Para evaluar cómo influyen el tiempo (año) y el clima en la producción primaria (NDVI) de cada tipo de pastizal, se emplearon modelos lineales mixtos. Se controló la variabilidad espacial incluyendo factores ambientales como altitud y pendiente, y se descartaron datos atípicos para mejorar la calidad del análisis.

3. Resultados

Entre 1984 y 2023, el área de estudio experimentó un aumento significativo de las temperaturas máximas y mínimas durante la primavera, así como de las temperaturas máximas en verano. La temperatura máxima de primavera fue la que mostró el incremento más notable, alrededor de 0,8 °C por década. En cuanto a las precipitaciones, la nieve primaveral disminuyó significativamente, mientras que las demás tendencias en lluvia y nieve no fueron estadísticamente significativas.

El NDVI anual mostró un aumento significativo en los últimos 40 años, con variaciones según el tipo de pastizal. Los pastizales subalpinos abandonados registraron

el mayor incremento, seguidos por los pastizales alpinos y subalpinos pastoreados, que tuvieron aumentos más moderados.

Las temperaturas estacionales afectaron negativamente al NDVI, especialmente las temperaturas máximas de primavera y verano en pastizales pastoreados (Figura 2). En pastizales abandonados, el efecto negativo fue menor pero aún presente. La nieve tuvo un efecto negativo sobre la producción anual (Figura 2), mientras que la lluvia de primavera favoreció especialmente a los pastizales abandonados y, en menor medida, a los pastoreados subalpinos.

El cambio climático tuvo efectos positivos y negativos sobre la producción primaria (Figura 2). El aumento de las temperaturas máximas de primavera y verano afectó negativamente, mientras que el aumento de temperaturas mínimas y la reducción de la nieve primaveral favorecieron la productividad. En conjunto, el balance fue negativo para pastizales pastoreados y positivo para los abandonados.

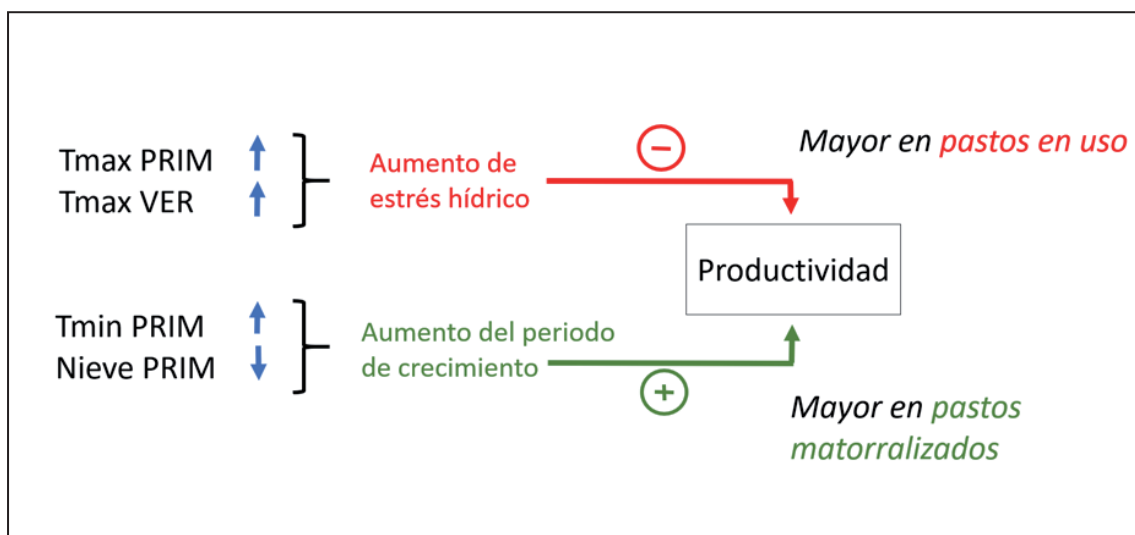


Figura 2. Esquema con los principales efectos detectados de variables climáticas y sus tendencias temporales sobre la productividad en pastos alpinos y subalpinos en uso frente a pastos matorralizados en el Parque nacional de Ordesa y Monte Perdido.

4. Discusión

Este estudio analizó la evolución de la producción primaria en pastizales de montaña del Pirineo central y su respuesta al cambio climático, considerando diferencias según el uso del suelo. Los resultados mostraron que tanto el pastoreo como el abandono modulan los efectos del clima sobre la productividad.

El aumento de temperaturas mínimas y la reducción de nieve primaveral se asociaron a un mayor crecimiento vegetal, probablemente por el adelanto de la temporada de crecimiento. No obstante, el calentamiento también conllevó efectos negativos, como el estrés térmico en verano y la exposición del suelo a heladas, especialmente en pastizales alpinos. En subalpinos, inviernos más templados podrían haber favorecido la inversión de recursos hacia raíces, reduciendo la producción aérea.

El impacto neto del cambio climático fue negativo en pastizales pastoreados y positivo en los abandonados, actualmente en proceso de matorralización. Además del clima, factores globales como el aumento de CO₂ y la deposición de nitrógeno podrían estar contribuyendo también al incremento general del NDVI, especialmente en zonas abandonadas.

La sensibilidad a la variabilidad climática interanual también dependió del uso del suelo. Los pastizales abandonados fueron menos sensibles a las temperaturas y más dependientes de la precipitación primaveral, mientras que los pastoreados respondieron más intensamente a ambos tipos de variación climática. La estabilidad temporal fue mayor en los pastizales matorralizados y menor en los pastoreados, lo que sugiere que el abandono favorece la resistencia, pero reduce la resiliencia del ecosistema.





En conjunto, el estudio evidencia dinámicas contrastantes entre pastizales pastoreados y abandonados frente al cambio climático. La pérdida de productividad y la matorralización progresiva suponen un doble reto para los sistemas gestionados. Comprender mejor estas dinámicas resulta clave para orientar la conservación y gestión adaptativa de los pastizales de montaña en escenarios de cambio global.

5. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por la Agencia Estatal de Investigación (MCIN/AEI; proyecto TED2021-130005B-C21), con fondos de la Unión Europea (programa NextGenerationEU). M.G. contó con una ayuda predoctoral de la Agencia Estatal de Investigación (PID2022; referencia PREP2022-000571). L.C.A. contó con una ayuda predoctoral del Gobierno de Aragón (ORDEN CUS/803/2021). Agradecemos al Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido por facilitar la investigación.

3. Efectos de los usos de la ivermectina en la comunidad de coleópetros coprófagos en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Huesca)



Vieyle Cortez

I.U.I. CIBIO, Universidad de Alicante

José R. Verdú

I.U.I. CIBIO, Universidad de Alicante

Rocío Rosa García

Servicio Regional de Investigación y Desarrollo Agroalimentario del Principado de Asturias, SERIDA

Francisco Sánchez Piñero

Universidad de Granada

Jean-Pierre Lumaret

Université Paul-Valéry Montpellier III, Francia

Antonio J. Ortiz

Universidad de Jaén

Jorge M. Lobo

Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC Madrid

Elisa Villén Molina

I.U.I. CIBIO, Universidad de Alicante

Carmelo García Romero

Real Academia de Ciencias Veterinarias. Instituto de España. SEAE

Catherine Numa

Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, UICN España

Estela González Rodríguez

Universidad de Alicante

1. Introducción

La ganadería extensiva es un agente diversificador del paisaje de las áreas de montaña de la Península Ibérica (Verdú et al. 2000; Rosa García et al. 2009a, b), y especialmente si esta actividad se realiza con razas autóctonas adoptando unas técnicas zootécnicas

adecuadas. No obstante, en los últimos años hemos observado un deterioro de los ecosistemas en los que llama la atención, entre otros indicadores, la acumulación de los excrementos del ganado sin degradar en el suelo y la disminución de la calidad de los pastos. Una de las causas principales de este fenómeno es la disminución de la fauna coprófaga en estos ecosistemas debido al uso no racional de los antiparasitarios ecotóxicos. La incorrecta utilización de algunos de estos fármacos veterinarios ha provocado en los últimos 20-30 años el declive de los insectos coprófagos que son fundamentales para el correcto funcionamiento del ecosistema. Las áreas naturales protegidas de España y especialmente los Parques Nacionales, no han quedado exentas de este declive de la fauna coprófaga (Verdú 2019). En algunos Parques Nacionales hemos podido estimar un descenso de más del 70-80% en el estado de salud del proceso de degradación y descomposición de los excrementos del ganado.

Dentro de estos fármacos que podemos considerar de mayor riesgo, debido principalmente a su modo de acción y toxicidad aguda, los residuos tóxicos que se eliminan a través de las heces y la orina, y la perdurabilidad de los mismos en el suelo, se encuentra la ivermectina. Esta molécula se emplea de un modo preventivo no justificado, ocasionando graves problemas a distinta escala. En primer lugar, los residuos de la ivermectina tras ser administrada al ganado son eliminados a través de las heces prácticamente sin degradar. Por lo tanto, la fauna coprófaga (especialmente los coleópteros coprófagos), encargada de descomponer los excrementos del ganado e incorporar los nutrientes en el suelo, es la primera en verse seriamente afectada (Lumaret 1986; Lumaret et al. 2012). Este efecto negativo en la fauna coprófaga y al resto de la comunidad coprófila asociada conlleva numerosos problemas en el funcionamiento correcto de los agroecosistemas. Por ejemplo, la disminución de las poblaciones de coleópteros coprófagos provoca un efecto negativo en la calidad del suelo y en la calidad de los pastos. A falta del papel de estos insectos, la incorporación de nutrientes, la bioturbación, la aireación, etc. en el suelo se ven seriamente afectadas, lo que conlleva a medio-largo plazo a un aumento en la acumulación de excrementos en superficie y la compactación del suelo. A largo plazo, la diversidad y composición de los pastos pueden verse afectados por el aumento del nitrógeno en superficie, favoreciendo la aparición y proliferación de especies vegetales de carácter más nitrófilo. Por último, a nivel ambiental, se sabe que la falta de coleópteros coprófagos en las heces del ganado incrementa la emisión de metano en mayor cantidad y durante mucho más tiempo (Verdú et al. 2020).

Por lo tanto, es urgente conocer el estado de salud actual de los ensambles de coleópteros coprófagos en los Parques Nacionales y especialmente en aquellos con larga tradición ganadera como es el caso del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.

En la presente memoria se presentan los resultados obtenidos acerca del estado de salud de los ensambles de escarabeidos coprófagos, así como del proceso de descomposición del excremento que realizan. Para ello se ha realizado un análisis de diversidad

taxonómica y funcional de gremios, un test de degradación de los excrementos del ganado, así como un análisis del proceso de compactación del suelo para conocer el estado actual con el fin de recuperar la diversidad perdida en consonancia con las actividades ganaderas que de manera tradicional se han llevado a cabo durante siglos.

2. Material y Métodos

En 2023, el estudio se realizó en tres zonas ganaderas del PNOMP Planacanal-San Vicenda, La Estiba de Pineta y Cuello Arenas. En 2024, se seleccionaron dos áreas adicionales: Bordas de Escuaín y los Llanos de La Larri.

2.1. Análisis de biodiversidad de coleópteros coprófagos (*Aphodiinae*, *Geotrupidae* y *Scarabaeinae*): determinación de parámetros indicadores del efecto a largo plazo del uso de los antiparasitarios del ganado en la diversidad y servicios ecosistémicos de la comunidad coprófaga

Análisis de diversidad alfa (riqueza de especies)

En cada finca ganadera se analizaron de 10 a 20 excrementos de ganado vacuno con al menos 24 h de exposición y un máximo de 72 h. De cada excremento, se identificaron todos los ejemplares de coleópteros coprófagos pertenecientes a los grupos taxonómicos *Aphodiinae*, *Geotrupidae* y *Scarabaeinae* y se determinaron sus abundancias. Una vez identificadas las especies y contados los individuos, se liberaron en el mismo lugar de colecta.

Análisis de la diversidad funcional y diagnóstico del estado de salud del ensamble de coleópteros coprófagos

A partir de los mismos excrementos seleccionados para la actividad anterior, se utilizó una ficha modelo adaptada a la composición de especies del ensamble del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) (Fig. 1). En primer lugar, se realizaba una fotografía cenital con una escala determinada (Fig. 2a). Se identificaron y contaron el número de montones de tierra, tanto en los bordes como en el interior del contorno del excremento. A continuación, se daba la vuelta al excremento y se anotaba el número de galerías (Fig. 2b) siguiendo las indicaciones de la ficha modelo. Con base en el conocimiento de la fauna de coleópteros coprófagos existentes en el PNOMP, las especies indicadoras seleccionadas fueron: *Onthophagus fracticornis*, *O. ovatus*, *Geotrupes stercorarius*, *Trypocopris pyrenaeus*, *Acrossus rufipes* y *Otophorus haemorrhoidalis*. Así a cada excremento se le adjudicó un nivel cualitativo de actividad funcional y una categoría de calidad (desde «1» = «Sin actividad» hasta «5» = «calidad óptima»), con base en la diversidad funcional observada y la abundancia y presencia de las especies indicadoras. Las abundancias relativas se indicaron utilizando letras mayúsculas en el caso de abundancias por encima del promedio de

referencia basándonos en trabajos anteriores, y minúsculas cuando las abundancias observadas fueron inferiores a los promedios usados como referencia.

Nivel	Actividad	Descripción	Vista excremento	Vista suelo	Patrón suelo	Coleópteros
5	Óptima	Actividad enterradora por escarabajos grandes (orificios > 2 cm) + medios-pequeños (1 cm > orificios > 0.5 cm) + pequeños (orificios < 0.5 cm) + endocópridos talla mediana y pequeña. Gran cantidad de tierra extraída por los excavadores. Excremento fragmentado y cubierto parcialmente por la tierra.				A+B+C+D+E
4	Alta	Actividad enterradora por escarabajos grandes (orificios > 2 cm) + medios-pequeños (1 cm > orificios > 0.5 cm) + pequeños (orificios < 0.5 cm) + endocópridos talla mediana y pequeña. Gran cantidad de tierra extraída por los excavadores. Excremento en ocasiones cubierto parcialmente por la tierra.				a+B+C+D+E
3	Media	Actividad enterradora por escarabajos de mediana talla (1 cm > orificios > 0.5 cm) + pequeños (orificios < 0.5 cm) + endocópridos talla mediana y pequeña. Poca cantidad de tierra extraída por los excavadores. Excremento no fragmentado.				a+b+c+D+E
2	Baja	Actividad enterradora prácticamente nula por escarabajos pequeños (orificios < 0.5 cm) + endocópridos talla pequeña. No se observa tierra extraída por los excavadores salvo pequeños montículos aislados. Excrementos prácticamente intactos.				a+D/d+E/e
1	Sin actividad	No se detectan orificios en el suelo ni en el excremento causados por escarabajos coprófagos. Los excrementos están intactos.				∅
<i>Especies indicadoras:</i>		A↑30↓a	B↑10↓b	C↑6↓c	D↑25↓d	E↑35↓e

Figura 1. Ficha modelo actualizada en 2024 para la determinación del nivel de actividad funcional y estado de salud del ensamble de coleópteros coprófagos adaptada al ensamble existente en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.

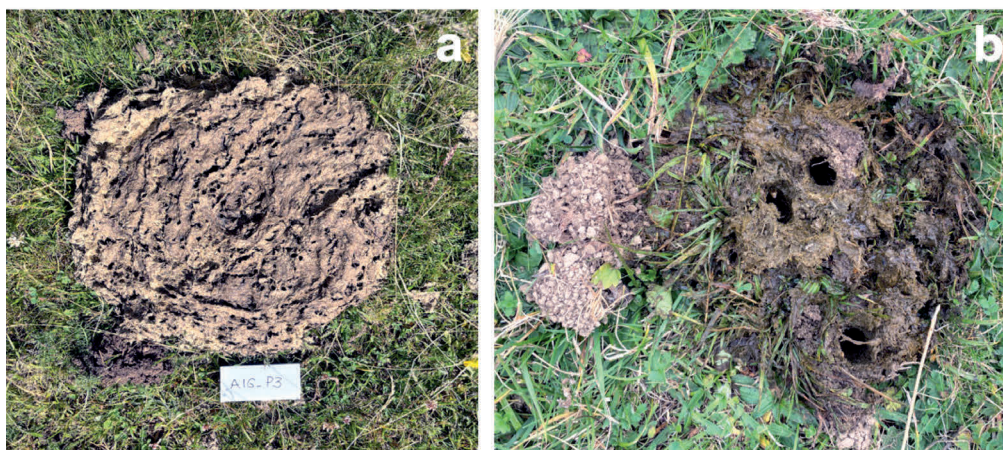


Figura 2. Fotografías cenitales de un excremento de vaca en el que se observa la actividad de la fauna coprófaga superficial (a); y los orificios debido a la actividad descomponedora mediante el enterramiento del excremento (b).

2.2. Análisis del proceso de descomposición del excremento por la fauna coprófaga

En cada finca ganadera, se depositaron en el suelo 10 muestras de excrementos, usando un molde con capacidad de 1 litro, y separadas 10 metros entre ellas. Al mismo tiempo se colocaron tres muestras de excremento (control) cubiertas con una malla de nylon para evitar la colonización de la muestra por insectos. Las muestras descubiertas son colonizadas por la comunidad coprófaga en cada área de estudio permitiendo la degradación natural del excremento y su incorporación al suelo. Pasados al menos 15 días, se recogieron todas las muestras de cada finca y en el laboratorio se desecaron en estufas (INDELAB®) a 80 °C hasta su deshidratación. Transcurrido este tiempo se procedió a pesar en balanzas de precisión (CM-360-SX, COBOS precisión®; AG104, METTLER TOLEDO®) la masa de excremento final para calcular la tasa de degradación de excremento.

2.3. Análisis del proceso de compactación del suelo por el descenso de la fauna coprófaga

El papel principal de los escarabeidos coprófagos en un ecosistema es la disgregación, enterramiento y relocalización de los excrementos de herbívoros, principalmente. Durante este proceso se desarrollan numerosas acciones en el suelo, como la descompactación y aireación del suelo debido, especialmente, a la actividad cavadora de numerosas especies. Cuando el ensamble de escarabeidos coprófagos se encuentra bien establecido, estas acciones se desarrollan con normalidad. No obstante, la disminución de las poblaciones, debidas al uso no racional de antiparasitarios ecotóxicos, puede provocar cambios en la estructura del suelo a medio-largo plazo.

Con base en estas premisas, se realizó una primera aproximación sobre el papel de los escarabeidos coprófagos en la aireación del suelo considerando el nivel de compactación de suelo como una variable que podría utilizarse como buen indicador de calidad del ecosistema. Para ello, se utilizó un penetrómetro digital (SC-900 FIELD-SCOUT®) que permite registrar una lectura cada 2,5 cm. La profundidad máxima de medida del equipo es de 45 cm, aunque para el presente análisis se ha determinado una profundidad máxima de 22,5 cm debido a las características propias del suelo y el rango de actividad máxima de enterramiento de los coleópteros coprófagos en esta zona. Las medidas se realizaron después de los 15 días de exposición comparando los excrementos expuestos y los de control del experimento anterior.

3. Resultados y Discusión

3.1. Análisis de biodiversidad de coleópteros coprófagos (*Aphodiinae*, *Geotrupidae* y *Scarabaeinae*): determinación de parámetros indicadores del efecto a largo plazo del uso de los antiparasitarios del ganado en la diversidad y servicios ecosistémicos de la comunidad coprófaga

Entre 2023 y 2024 se colectaron un total de 20.964 individuos pertenecientes a 22 especies de coleópteros coprófagos pertenecientes a *Aphodiinae* (11 especies), *Geotrupidae* (3 especies) y *Scarabaeinae* (8 especies). Las cinco áreas seleccionadas hasta la fecha dentro del PNOMP mostraron una diversidad de coleópteros coprófagos notablemente baja si la comparamos con registros anteriores a la aplicación de los antiparasitarios ecotóxicos en áreas de la Cordillera Cantábrica y los Pirineos franceses de los que contamos con información fiable. Es especialmente significativa la ausencia de diversas especies de la subfamilia *Scarabaeinae* que deberían estar presentes y hasta la fecha no se han encontrado. Asimismo, las pocas especies encontradas de esta familia presentan poblaciones extremadamente pobres en número de individuos. En términos generales se ha observado una inversión fenológica en la diversidad observada de coleópteros coprófagos, concretamente se ha observado una mayor diversidad de escarabeidos coprófagos en otoño que en primavera, cuando en condiciones naturales debería ser, al contrario.

A continuación, se describen los resultados obtenidos durante los dos primeros años de estudio, diferenciando cada sector y ambas estaciones del año.

- AÑO 2023: PRIMAVERA-VERANO

Los resultados obtenidos en la estación de primavera-verano mostraron que en el área de Plana Canal-San Vicenda el reparto de los grupos funcionales y taxonómicos, así como el número de individuos fue extremadamente bajo, especialmente de los grupos funcionales enterradores de excremento. La relación número de individuos por excremento obtenida fue muy baja, mostrando la incapacidad actual de degradar y reciclar la materia orgánica producida por el ganado que se encuentra en este sector (Tabla 1). Respecto al estado de salud del ensamble realizado con un enfoque más cualitativo y usando el nivel de actividad funcional y las especies indicadoras mencionadas en el apartado de metodología, podríamos caracterizar este sector durante el periodo de primavera-verano como de nivel **2bce**.

En la Estiba de Pineta se observa igualmente un reparto muy desproporcionado de los grupos funcionales y taxonómicos a pesar de presentar un mayor número de especies pertenecientes a la subfamilia *Scarabaeinae* (Tabla 1), así como un número de individuos extremadamente bajo. La relación número de individuos por excremento obtenida fue muy baja, mostrando la incapacidad actual de degradar y reciclar la materia orgánica

producida por el ganado que se encuentra en este sector. Estos resultados concuerdan con la baja tasa de degradación de excremento observada en este sector que se muestran más adelante. Respecto al estado de salud del ensamble podríamos caracterizar este sector durante el periodo de primavera-verano como de nivel **2abce**.

En Cuello Arenas, se observa igualmente un reparto muy desproporcionado de los grupos funcionales y taxonómicos a pesar de presentar un mayor número de especies pertenecientes a la subfamilia Scarabaeinae (Tabla 1), así como un número de individuos extremadamente bajo. La relación del número de individuos por excremento obtenida fue superior que en los otros sectores. No obstante, la mayor relación se observa en los Aphodiinae que, al ser el grupo de menor talla y biomasa, no siendo capaces de degradar y reciclar la materia orgánica producida por el ganado que se encuentra en este sector. Estos resultados concuerdan con la tasa de degradación de excremento observada en este sector que se debe especialmente a un proceso de dispersión del excremento y no de enterramiento. En cuanto al estado de salud del ensamble podríamos caracterizar este sector durante el periodo de primavera-verano como de nivel **2abce**.

Tabla 1. Relación de especies, abundancias (N) de coleópteros coprófagos y relación entre la abundancia de cada especie por excremento observada en las tres áreas estudiadas durante primavera-verano.

Especies	Plana Canal		Estiba de Pineta		Cuello Arenas	
	N	N/E*	N	N/E*	N	N/E*
Aphodiinae	172	9,6	259	15,1	1036	51,8
<i>Acrossus rufipes</i>			1	0,1		
<i>Agrilinus obscurus</i>			6	0,4		
<i>Aphodius foetens</i>	35	1,9	1	0,1	471	23,6
<i>Bodilopsis rufa</i>	3	0,2	107	6,3	191	9,6
<i>Colobopterus erraticus</i>	15	0,8	54	3,2	74	3,7
<i>Coprimorphus scrutator</i>	13	0,7	5	0,3	157	7,9
<i>Esymus pusillus</i>	2	0,1	23	1,4	4	0,2
<i>Otophorus haemorrhoidalis</i>	103	5,7	4	0,2	115	5,8
<i>Teuchestes fossor</i>	1	0,1	19	1,1	24	1,2
Geotrupidae	8	0,4	47	2,8	81	4,1
<i>Anoplotrupes stercorosus</i>			12	0,7	20	1,0
<i>Geotrupes stercorarius</i>	6	0,3	32	1,9	37	1,9
<i>Trypocopris pyrenaeus</i>	2	0,1	3	0,2	24	1,2
Scarabaeinae	2	0,1	3	0,2	24	1,2
<i>Onthophagus fracticornis</i>			1	0,1	9	0,5
<i>Onthophagus lemur</i>			1	0,1		
<i>Onthophagus ovatus</i>	2	0,1	1	0,1	1	0,1
<i>Onthophagus vacca</i>					14	0,7
Total general	182	10,1	309	18,2	1141	57,1

*N/E= relación entre la abundancia de cada especie por excremento.

• AÑO 2023: OTOÑO

En el área de Plana Canal-San Vicenda se observa un leve incremento en el número de especies y un notable incremento en las abundancias de las especies encontradas. Hay que destacar, que en esta época del año se produce la actividad de una especie en concreto, *Nimbus contaminatus*, que suele presentar poblaciones con un elevado número de individuos que puede resultar engañoso si no se realiza un análisis más fino (Tabla 2). En general, se observa un reparto muy desproporcionado de los grupos funcionales y taxonómicos, aunque más equilibrado que durante la primavera-verano. La relación del número de individuos por excremento obtenida fue relativamente baja, aunque notablemente mayor que la observada en primavera-verano. Respecto al estado de salud del ensamble podríamos caracterizar este sector durante el periodo de otoño como un nivel **2abCe**.

En la Estiba de Pineta en general, se sigue observando un reparto muy desproporcionado de los grupos funcionales y taxonómicos, incluso mucho menos equilibrado debido a las abundancias de *N. contaminatus* y a la bajísima representación de los Scarabaeinae y los Geotrupidae en este sector durante esta época del año. Respecto al estado de salud del ensamble podríamos caracterizar este sector durante el periodo de otoño como un nivel **2abc**.

En Cuello Arenas se observa un leve descenso en el número de especies respecto a la estación primavera-verano, pero un notable incremento en las abundancias de algunas de las especies encontradas. Independientemente del caso particular de *N. contaminatus*, destaca el incremento notable de los Scarabaeinae, debido especialmente al aumento en las abundancias de *O. fracticornis* (Tabla 2). Cabe resaltar el mantenimiento de la relación abundancias/excremento en los Geotrupidae, aunque en esta época es algo inferior. En general, a pesar del aumento de los Scarabaeidae, se sigue observando un reparto muy desproporcionado de los grupos funcionales y taxonómicos. Respecto al estado de salud del ensamble podríamos caracterizar este sector durante el periodo de otoño como un nivel **2Abc**.

Tabla 2. Relación de especies, abundancias (N) de coleópteros coprófagos y relación entre la abundancia de cada especie por excremento observada en las tres áreas estudiadas durante otoño.

Especies	Plana Canal		Estiba de Pineta		Cuello Arenas	
	N	N/E*	N	N/E*	N	N/E*
Aphodiinae	1593	177,0	7100	788,9	9490	1186,3
<i>Aphodius fimetarius</i>	3	0,3	1	0,1	17	2,1
<i>Aphodius foetens</i>	7	0,8			11	1,4
<i>Bodilopsis rufa</i>	14	1,6	4	0,4	54	6,8
<i>Colobopterus erraticus</i>	9	1,0			3	0,4
<i>Coprimorphus scrutator</i>	6	0,7			6	0,8
<i>Nimbus contaminatus</i>	1496	166,2	7095	788,3	9399	1174,9
<i>Otophorus haemorrhoidalis</i>	58	6,4				

Geotrupidae	125	13,9	64	7,1	30	3,8
<i>Anoplotrupes stercorosus</i>	15	1,7	15	1,7	8	1,0
<i>Geotrupes stercorarius</i>	98	10,9	48	5,3	12	1,5
<i>Trypocopris pyrenaeus</i>	12	1,3	1	0,1	10	1,3
Scarabaeinae	88	9,8	9	1,0	352	44,0
<i>Onthophagus fracticornis</i>	47	5,2	9	1,0	345	43,1
<i>Onthophagus ovatus</i>	15	1,7			7	0,9
<i>Onthophagus similis</i>	26	2,9				
Total general	1806	200,7	7173	797,0	9872	1234,0

*N/E= relación entre la abundancia de cada especie por excremento.

• AÑO 2024: PRIMAVERA-VERANO

En Bordas de Escuaín se encontraron un total de 16 especies de coleópteros coprófagos pertenecientes a Aphodiinae (6 especies), Geotrupidae (3 especies) y Scarabaeinae (7 especies) (Tabla 3). Se destaca la presencia de un número de especies de Scarabaeinae más elevada que en otros lugares estudiados, destacando la presencia de *Copris lunaris* (L.), una especie paracóprida de gran talla con comportamiento subsocial e indicadora de buena calidad funcional. No obstante, este registro, debemos considerarlo esperable ya que en esta localidad nos encontramos a una altitud algo inferior (1500 m.s.n.m.) respecto al resto de localidades estudiadas (por encima de 1800 m.s.n.m.). En general se observa un reparto significativamente más proporcionado de los grupos funcionales y taxonómicos, así como un número de individuos relativamente alto, especialmente en especies indicadoras de alta calidad como *O. fracticornis* y *O. ovatus*, ambas pertenecientes al grupo funcional de enterradores de excremento. La relación del número de individuos por excremento obtenida fue relativamente mayor a otras áreas estudiadas, especialmente en la familia Scarabaeidae, mostrando una capacidad mayor para degradar y reciclar la materia orgánica producida por el ganado. Respecto al estado de salud del ensamble podríamos caracterizar este sector como de nivel **3aBcdE**.

En Llanos de La Larri se encontraron un total de 15 especies de coleópteros coprófagos pertenecientes a Aphodiinae (9 especies), Geotrupidae (3 especies) y Scarabaeinae (3 especies) (Tabla 3). Se destaca la presencia de *A. rufipes*, una especie de aphodiino altamente sensible y que solo se había encontrado en una localidad cercana (Estiba de Pineta). También destaca el número de individuos de *A. foetens* y de *O. fracticornis* que, aun siendo relativamente elevado, no es suficientes para considerar las poblaciones bien establecidas. En general se observa un reparto significativamente más proporcionado de los grupos funcionales y taxonómicos que en otras áreas, siendo algo similar a la localidad anterior. La relación del número de individuos por excremento obtenida fue relativamente mayor a otras áreas estudiadas, especialmente en la familia Scarabaeidae, como

ocurre en la localidad anterior, mostrando una capacidad elevada para degradar y reciclar la materia orgánica producida por el ganado. Respecto al estado de salud del ensamble podríamos caracterizar este sector de nivel **3abcdE**.

Tabla 3. Relación de especies, abundancias (N) de coleópteros coprófagos y relación entre la abundancia de cada especie por excremento observada en las dos áreas estudiadas en junio-julio de 2024.

Especies	Bordas de Escuaín		Llanos de La Larri	
	N	N/Excremento	N	N/Excremento
Aphodiinae	428	53,5	268	29,8
<i>Acrossus rufipes</i>			1	0,1
<i>Aphodius fimetarius</i>	3	0,4	2	0,2
<i>Aphodius foetens</i>	6	0,8	156	17,3
<i>Bodilopsis rufa</i>			48	5,3
<i>Coloboater erraticus</i>	255	31,9	6	0,7
<i>Coprimorphus scrutator</i>			6	0,7
<i>Esymus pusillus</i>	102	12,8	17	1,9
<i>Otophorus haemorrhoidalis</i>	60	7,5	16	1,8
<i>Teuchestes fossor</i>	2	0,3	16	1,8
Geotrupidae	79	9,9	53	5,9
<i>Anoplotrupes stercorosus</i>	12	1,5	20	2,2
<i>Geotrupes stercorarius</i>	67	8,4	28	3,1
<i>Trypocopris pyrenaicus</i>			5	0,6
Scarabaeinae	209	26,1	154	17,1
<i>Copris lunaris</i>	1	0,1		
<i>Onthophagus fracticornis</i>	92	11,5	148	16,4
<i>Onthophagus furcatus</i>	1	0,1		
<i>Onthophagus lemur</i>	1	0,1	1	0,1
<i>Onthophagus ovatus</i>	82	10,3	5	0,6
<i>Onthophagus taurus</i>	29	3,6		
<i>Onthophagus vacca</i>	3	0,4		
Total general	716	89,5	475	52,8

3.2. Proceso de descomposición del excremento por la fauna coprófaga en el PNOMP

En términos generales, el proceso de degradación del excremento en los sectores estudiados ha resultado ser bajo-moderado debido especialmente a la falta de poblaciones bien establecidas de las especies de mayor biomasa que coinciden con las de mayor capacidad enterradora de excremento y de especies de menor talla de afodinos, que siendo endocópridos suelen desempeñar un papel muy relevante disgregando el excremento. En

la Tabla 4 se pueden observar los resultados obtenidos durante primavera-verano en los distintos sectores estudiados.

Tabla 4. Porcentajes de degradación del excremento por la fauna coprófaga en 2023 y 2024.

SECTOR	PERIODO	
	Primavera-Verano	Otoño
Plana Canal – San Vicenda	23,3%	55,3%
La Estiba de Pineta	30,5%	22,5%
Cuello Arenas	40,7%	32,4%
Bordas de Escuaín	58,8%	<i>n.d.</i>
Llanos de La Larri	77,2%	<i>n.d.</i>

n.d. No disponible. El estudio de degradación de excrementos en estas localidades y estación del año no se pudo realizar por condiciones meteorológicas adversas. Se prevé realizar dicho estudio en 2025.

Es de destacar que las diferencias obtenidas entre los diferentes sectores y periodos del año están estrechamente relacionadas con la información que disponemos de la aplicación de antiparasitarios ecotóxicos. A falta de obtener mayor información de un mayor número de ganaderos para reforzar nuestra hipótesis, se observa que en el sector de Plana Canal-San Vicenda existe una evidente diferencia entre los porcentajes de degradación entre ambos periodos, siendo notablemente mayor en otoño. Este resultado refleja el fenómeno anteriormente mencionado de «inversión fenológica de la diversidad» que en este caso sólo se puede explicar por un evento de elevada toxicidad en las heces durante el periodo de primavera-verano. Las encuestas realizadas muestran que, en este sector de Plana Canal-San Vicenda, la desparasitación del ganado se produce en diversos momentos de la primavera y el verano —según cada ganadero y tipo de ganado— siendo especialmente frecuente desde mayo a agosto. Desafortunadamente, estos periodos de desparasitación del ganado coinciden con los picos de actividad de numerosas especies de coleópteros coprófagos, lo que explica los resultados negativos obtenidos.

En otros sectores estudiados, como la Estiba de Pineta y Cuello Arenas, la diferencia entre los porcentajes de degradación entre los dos periodos del año no muestra una inversión fenológica de la diversidad, lo que podría indicar que, aunque el efecto negativo del uso de los antiparasitarios a nivel global es obvio debido a los bajos porcentajes obtenidos, los periodos de aplicación de los antiparasitarios no se encuentran concentrados en el periodo de primavera-verano. Los resultados obtenidos en el sector de La Estiba de Pineta reflejan que la mayor parte de la desparasitación —a falta de mayor información por parte de los ganaderos— se realiza antes de los picos de actividad primavera-estivales. No obstante, como se ha indicado anteriormente, las poblaciones encontradas en este sector reflejan un efecto negativo del uso de antiparasitarios a largo plazo que explican los resultados obtenidos en el apartado de diversidad.

Por último, en los sectores de Bordas de Escuaín y Llanos de La Larri, por motivos meteorológicos, solo disponemos de los datos de la estación de primavera-verano. No obstante, dado que el periodo en el que potencialmente se encuentran los residuos tóxicos derivados del uso de antiparasitarios coincide con este periodo, los resultados obtenidos son suficientes para evaluar el estado de salud del proceso de degradación de los excrementos del ganado en estas dos localidades.

Los datos obtenidos a través de las encuestas a ganaderos nos permiten conocer que la influencia de los residuos de ivermectina en los Llanos de La Larri es bajo. Esto se debe a que el periodo de desparasitación en el área de Pineta suele coincidir con el invierno, lo que evita que los residuos tóxicos excretados puedan eliminarse en los periodos de máxima actividad de coleópteros coprófagos. Sin embargo, la incidencia de la enfermedad hemorrágica epizootica (EHE) en la Península ibérica en 2024 ha provocado que la mayoría de los ganaderos haya tratado a los animales con deltametrina para combatir al vector transmisor de la enfermedad (*Culicoides* spp.). Estos tratamientos puntuales pueden ser los causantes de las altas tasas de mortandad observadas en la zona, aunque hay que destacar que, al contrario de la ivermectina, este insecticida, aun siendo mucho más tóxico que la ivermectina, sus tiempos de desnaturalización son significativamente más cortos, de un solo día a un par de semanas, dependiendo de las condiciones ambientales. En cualquier caso, las tasas de degradación observadas en los Llanos de La Larri fueron del 77,2%, siendo muy satisfactorias, estando cercanas al 80% que sería considerada una tasa alta, casi óptima.

Por otro lado, en las Bordas de Escuaín, no disponemos de información sobre los periodos de desparasitación del ganado, por lo que no podemos relacionar los resultados de degradación del excremento obtenidos con el grado de influencia de los residuos tóxicos en los excrementos. La tasa observada fue prácticamente del 59%, lo que podemos considerar una degradación relativamente moderada, casi alta. No obstante, si contrastamos los resultados de diversidad y abundancias con la tasa de degradación media obtenida, debería haberse esperado una mayor tasa de degradación que la observada. Esta posible incongruencia podría deberse a que en el momento del estudio de campo hubiera comenzado el periodo de eliminación de la ivermectina en los excrementos, lo que concuerda con el periodo en el que llegaron las vacas al lugar. En otras palabras, en el momento del estudio, cuando aún no había llegado el ganado en gran número, la ivermectina no estaba actuando de manera aguda, lo que explicaría la elevada abundancia de algunas especies. Sin embargo, la tasa de degradación se obtiene durante todo el periodo de atracción, colonización y explotación del excremento, lo que puede suponer una o dos semanas. Durante este tiempo, en el caso de que se hubiera administrado ivermectina, el efecto ecotóxico de este antiparasitario hubiera sido notable, pudiendo disminuir drásticamente las poblaciones de coleópteros coprófagos, y por tanto su tasa de degradación de los excrementos del ganado. Esta hipótesis podrá ser contrastada el

próximo año con la ayuda de la información de los periodos de saneamiento animal en la zona.

3.3. Proceso de descompactación del suelo por acción de los coleópteros coprófagos

Los resultados obtenidos demuestran claramente la necesidad de tener una fauna coprófaga bien establecida y sana para evitar la compactación del suelo y favorecer la calidad del mismo. En una primera aproximación se han analizado los suelos de cuatro áreas ganaderas: Plana Canal-San Vicenda, Cuello Arenas, Estiba de Pineta y Bordas de Escuaín. Las tres primeras se analizaron durante el mes de septiembre de 2023 y la última en el mes de junio de 2024. Aunque son resultados preliminares, es evidente que el papel de los coleópteros coprófagos es crucial para favorecer la descompactación del suelo y por tanto para mejorar las condiciones abióticas y bióticas del mismo. En Plana Canal-San Vicenda (Fig. 3A), las diferencias en compactación entre suelos expuestos a la actividad de los escarabeidos y los suelos con exclusión de dicha actividad es muy significativa desde los primeros centímetros hasta los 22,5 cm de profundidad, que se ha estimado como límite de actividad, en este tipo de suelos ($F_{3,190} = 22,66; p < 0,001$). Este proceso de descompactación se produjo a todas las profundidades analizadas, lo que podría indicar una actividad significativa de distintos grupos funcionales (endocópridos, paracópridos de pequeña talla y paracópridos de mediana y gran talla). En el caso de Cuello Arenas (Fig. 3B), los resultados no fueron tan contrastados como en el caso de Plana Canal-San Vicenda, aunque sí se observaron diferencias significativas entre los suelos con y sin actividad biológica ($F_{3,174} = 2,72; p < 0,05$). En este caso existe una ligera mayor actividad en los primeros 5 cm de profundidad, lo que estaría relacionado con una mayor actividad de pequeños paracópridos o incluso de endocópridos que son capaces de realizar pequeñas galerías en los primeros 2-3 cm de suelo. En el caso de la Estiba de Pineta (Fig. 3C), los suelos, con o sin actividad biológica, no mostraron diferencias significativas ($F_{3,184} = 0,42; p = 0,74$), indicando que la fauna coprófaga en esta localidad no es suficiente para descompactar el suelo. Las bajas abundancias de Scarabaeinae en esta localidad podrían explicar estos resultados. Por último, en Bordas de Escuaín (Fig. 3D), se observó una actividad descompactadora del suelo significativa por parte de los escarabeidos coprófagos ($F_{3,83} = 6,13; p < 0,001$), principalmente a partir de los 10 cm de profundidad. Este resultado puede explicarse por la alta abundancia de paracópridos de mediana y gran talla observados en el área.

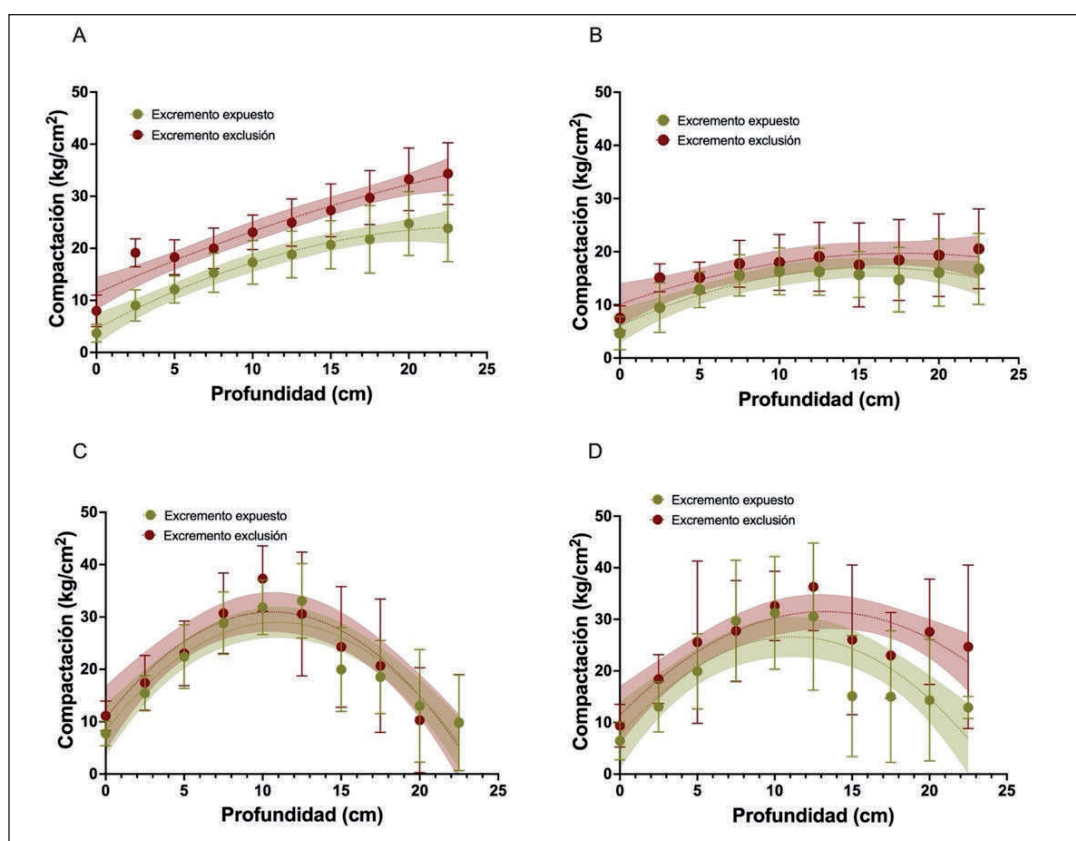


Figura 3. Perfiles de compactación entre suelos con actividad de escarabeidos coprófagos (excremento expuesto) y sin actividad por exclusión. A) Plana Canal-San Vicenda; B) Cuello Arenas; C) La Estiba de Pineta; y D) Las Bordas de Escuaín.

4. Conclusiones y Recomendaciones de Gestión

En primer lugar, con base en los resultados obtenidos en 2023 y 2024, podemos destacar que los ensambles de escarabeidos coprófagos observados cuentan con un número de especies menor de lo esperado y, como claro reflejo de un impacto negativo a largo plazo en los distintos sectores estudiados, se observan unas poblaciones muy mermadas por el efecto continuado del uso de antiparasitarios ecotóxicos, ivermectina principalmente. Otra prueba del efecto a largo plazo del uso no racional de los antiparasitarios y que por primera vez observamos es la inversión fenotípica de la diversidad. Este fenómeno se ha observado especialmente en los lugares donde, basándonos en las encuestas realizadas a los ganaderos, la desparasitación con fármacos ecotóxicos se realiza coincidiendo con los picos de actividad primaverales y estivales de los coleópteros coprófagos.

Por otro lado, las tasas de degradación de excremento han resultado ser relativamente bajas (20-40% en primavera-verano; 20-59% en otoño). Únicamente en los Llanos

de La Larri, con una tasa del 77,2%, se observó una degradación de los excrementos relacionado con una actividad alta u óptima de la fauna coprófaga. En condiciones óptimas, sin uso de antiparasitarios y con cargas ganaderas adecuadas, dichos porcentajes deberían estar más próximos al 80-90% en primavera-verano y entre un 70-80% en otoño. También se ha podido comprobar que el papel de los grandes cavadores como los geotrípidos es determinante en las mayores tasas de enterramiento y degradación de excremento observadas ya que dada las mermadas poblaciones de *Onthophagus* encontradas, son incapaces en estos momentos de tener un papel protagonista como enterradores de los excrementos del ganado. Esto se ha podido comprobar en 2024 con los resultados obtenidos en los Llanos de La Larri y en menor grado en las Bordas de Escuaín, donde la proporción y abundancia de parácopridos pertenecientes al género *Onthophagus* fue relativamente elevada. Este es un dato importante ya que *Onthophagus* es un grupo indicador del buen estado de salud del ensamble de coleópteros coprófagos, el cual se caracteriza por tener una reducción ovárica al igual que el resto de especies de la familia.

Por lo tanto, partiendo de los resultados obtenidos en los dos primeros años de estudio, y a falta de un estudio de seguimiento en el tiempo para confirmar los resultados observados y detectar con mayor seguridad las pautas de mejora el estado de salud del ecosistema, podemos enumerar una serie de recomendaciones que podrían ayudar a revertir esta situación, favoreciendo el establecimiento de las poblaciones de los coleópteros coprófagos y del proceso ecológico que desempeñan:

- **Eliminar el uso de la ivermectina de modo rutinario, periódico y preventivo**, y otros compuestos alopáticos de elevada toxicidad que se utilicen del mismo modo. El uso de la ivermectina debería quedar limitado a casos particulares e indicados tras una **diagnosia previa de parasitosis** observada por el veterinario. En estos casos, los animales desparasitados deben estabularse durante el tiempo de eliminación de los residuos ecotóxicos y controlar sus excrementos para evitar que puedan estar disponibles por la fauna coprófaga.
- En el caso de que la aplicación de algún compuesto ecotóxico debiera realizarse por prescripción veterinaria, éstas deberían realizarse teniendo en cuenta los periodos de actividad de los coleópteros coprófagos. De este modo, la administración de estos fármacos podría realizarse **sin solaparse con los picos de actividad fenológica** de las especies de interés.
- Realización de **pruebas coproparasitológicas** de control de posibles parasitosis en el ganado. Estas pruebas deben ajustarse a los ciclos de vida de los parásitos potenciales del área de estudio, y realizadas por un laboratorio certificado.
- Utilización de compuestos **antiparasitarios derivados de extractos de plantas** (Fitoterapia). Existen compuestos derivados de plantas alternativos al uso de los compuestos alopáticos de alta toxicidad. La mayoría de ellos se comercializan de diversas maneras (bloques de sal, suplemento alimenticio, tinturas madre, etc.).

Estos compuestos que se suelen utilizar como suplemento alimenticio ayudan a controlar los endo y ectoparásitos, aunque la selección y el modo de administración de los mismos debería realizarse teniendo en cuenta los tipos de parásitos que se quieren controlar para asegurarnos la efectividad del tratamiento.

- Revisar las **cargas ganaderas** de los distintos sectores del PNOMP. Dada la situación actual en la que el empobrecimiento de la fauna coprófaga está provocando una acumulación de excrementos en los pastos y por tanto un deterioro en la calidad y disponibilidad de los mismos, se hace necesaria la revisión de adecuación de la carga ganadera, en los distintos sectores donde se concentran los rebaños. Esta puede ser una medida temporal que podrá ser modificada conforme la fauna coprófaga se vaya recuperando tras el control en el uso no racional de los antiparasitarios del ganado que se comentó anteriormente.

5. Referencias bibliográficas

- LUMARET, J. P. (1986), «Toxicité de certains helminthocides vis-à-vis des insectes coprophages et conséquences sur la disparition des excréments de la surface du sol». *Acta Oecologica, Oecologia Applicata*, 7: 313-324.
- LUMARET, J. P., ERROUSSI, F., FLOATE, K., RÖMBKE, J. y WARDHAUGH, K. (2012), «A Review on the Toxicity and Non-Target Effects of Macrocyclic Lactones in Terrestrial and Aquatic Environments». *Current Pharmaceutical Biotechnology*, 13, 1004-1060.
- ROSA GARCÍA, R., JÁUREGUI, B. M., GARCÍA, U., OSORO, K. y CELAYA R. (2009a), «Effects of livestock breed and grazing pressure on ground-dwelling arthropods in Cantabrian heathlands». *Ecological Entomology*, 34, 466-475.
- ROSA GARCÍA, R., JÁUREGUI, B. M., GARCÍA, U., OSORO, K. y CELAYA, R. (2009b), «Responses of arthropod fauna assemblages to goat grazing management in northern Spanish heathlands». *Environmental Entomology*, 38, 985-995.
- VERDÚ, J. R. (2019), Efecto del uso de compuestos médico-veterinarios en el ganado en la biodiversidad y estado del ecosistema en el Parque Nacional de los Picos de Europa. *Boletín de la Red de Seguimiento del Cambio Global en Parques Nacionales*, 7: 12-13.
- VERDÚ, J. R., CRESPO, M. B. y GALANTE, E. (2000), «Conservation strategy of a nature reserve in Mediterranean ecosystems: the effects of protection from grazing on biodiversity». *Biodiversity and Conservation*, 9, 1707-1721.
- VERDÚ, J. R., SÁNCHEZ-PIÑERO, F., LOBO, J. M., CORTEZ, V. (2020), «Evaluating long-term ivermectin use and the role of dung beetles in reducing short-term CH₄ and CO₂ emissions from livestock faeces: a mesocosm design under Mediterranean conditions». *Ecological Entomology*, 45, 109–120.

4. Inventario de macroheteróceros en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

Fernando Jubete Tazo

Asociación Naturalistas Palentinos



1. Introducción

Las especies invertebradas, son esenciales para el desarrollo de numerosos procesos ecológicos como la polinización o descomposición de materia orgánica (Schuldt y Assmann, 2010; Ollerton et al., 2011). Sin embargo, son un grupo muy poco estudiado en comparación con otros como plantas o vertebrados (Clark and May, 2002; García-Roselló et al., 2023). De hecho, autores como Sánchez-Fernández et al., 2021 recomiendan la realización de prospecciones entomológicas a largo plazo, estandarizadas y bien diseñadas, capaces de generar una imagen fiable de la distribución de los diferentes grupos de insectos. La ejecución de este tipo de estudios permitirá estimar con precisión las tendencias de los insectos y comprender mejor el alcance total de la pérdida de biodiversidad mundial. En consecuencia, la inventariación de especies es una de las principales tareas a acometer para conocer las áreas con una elevada biodiversidad, identificar las zonas prioritarias a conservar para, finalmente, garantizar la adecuada conservación de las especies y poder implementar programas de conservación (Manley et al., 2006; Silveira et al., 2010; Kaskharov & Mitropolskaya, 2021; Mauri, 2023). Este trabajo adquiere todavía más importancia si nos referimos a los espacios con un mayor nivel de protección, como es el caso de los Parques Nacionales (Stohlgren et al., 1995).

Dentro del orden Lepidoptera se encuentran dos grupos bien diferenciados, los representantes de la superfamilia Papilionoidea (mariposas diurnas), cuentan con un grado de conocimiento aceptable. En el caso del parque nacional de Ordesa, se dispone de dos

atlas de distribución (Abos Castel, 1988; Murría Beltrán, 2022) y se realiza un seguimiento anual de sus poblaciones, ver por ejemplo Jubete & Martín-Morcuende, 2024. Por el contrario, las mariposas nocturnas representan el grupo más numeroso de especies dentro del parque y del que apenas se dispone de información.

En la península ibérica se encuentran citadas 4.691 especies de heteróceros, de los que 1.671 especies se agrupan dentro de la categoría de “macroheteróceros” (García-Barros et al., 2015). Este último grupo es el objeto del presente estudio, que permitirá realizar el primer inventario de los macroheteróceros del parque nacional de Ordesa y Monte Perdido, así como obtener información relevante para la conservación y gestión de las especies, como los hábitats que ocupan, fenología de vuelo o índices de abundancia relativa, información esta última que, a medio y largo plazo, puede servir para establecer las tendencias poblacionales de una parte importante de las especies que vuelan en el parque nacional.

2. Material y método

Área de estudio

El área de estudio comprende todo el territorio del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, habiéndose realizado también algunos muestreos en las zonas periféricas de este espacio natural. La superficie del parque nacional es de 15.696,2 hectáreas, a las que hay que añadir un área periférica de protección de 19.196,36 hectáreas.

Metodología de trabajo

Una parte importante de las mariposas nocturnas presentan fototaxis positiva durante las horas de oscuridad, desplazándose hacia los estímulos luminosos. La mayoría de los insectos tienen visión tricromática, con sensibilidades máximas de los receptores en la gama espectral ultravioleta (UV), azul y verde (Briscoe y Chittka, 2001). Por ello, el método más utilizado para el estudio de las mariposas nocturnas ha sido el empleo de trampas de luz, con diferentes radiaciones de luz ultravioleta (Taylor & French 1974; Infusino et al. 2017). Este tipo de trampas pueden ser activas o pasivas. Las trampas activas requieren de la presencia de personal durante su funcionamiento para identificar las especies que son atraídas por la luz, mientras que las pasivas se colocan al atardecer y son revisadas al amanecer del día siguiente.

En nuestro caso, se han empleado los siguientes modelos de trampas durante los muestreos:

- **Trampa Skinner 20W** (trampeo pasivo). Tiene unas dimensiones de 35x35x32 cm, con dos planchas de caída bajo la luz construidas en policarbonato, que son las que dirigen los insectos al interior de la trampa. Utiliza una bombilla de 20W alimentada por una batería de 12V o un powerbank.
- **Trampa Heath con fluorescente de 12W** (trampeo pasivo). Fabricación propia. Consta de una caja plegable de cartón plástico (polipropileno), un embudo de captura, tres aspas de metacrilato y una lámpara fluorescente de 12W, que puede ser de luz blanca o negra. La alimentación se realiza con una batería de 12V o un powerbank.
- **Trampa Heath con luces led** (trampeo pasivo). Diseñada por el Dutch Butterfly Conservation para ser utilizada en el marco del programa SPRING. Consta de un cubo rígido, un embudo con un orificio de caída y tres planchas de plexiglas en forma de aspa para facilitar la caída de los insectos. La luz led se compone de una tira de 50 cm. Estas trampas vienen dotadas con un interruptor automático de luz de 12V que activa los leds cuando oscurece. Se alimenta con un powerbank.
- **Grupo eléctrico** (trampeo activo). Compuesto por generador que alimenta tres bombillas de luz de mezcla de vapor de mercurio con una potencia total de 570W. La luz se proyecta sobre una tela blanca vertical hacia donde son atraídos los insectos

El elevado número de especies de macroheteróceros conlleva que la fenología de vuelo se produzca durante todos los meses del año, aunque el periodo de máxima actividad se centra entre abril a octubre. Igualmente, su distribución dentro del parque nacional tiene lugar por todos los hábitats existentes, desde las zonas más bajas hasta el piso alpino. Por ello, se diseñó un muestreo estratificado por altitud dentro del parque nacional, realizándose hasta la fecha muestreos en el rango altitudinal 700-2.200 m snm. En 2025 está prevista la realización de varios muestreos en altura, que implicarán la colocación de trampas en zonas por encima de los 2200 m snm.

La periodicidad de los muestreos en cada zona de trabajo seleccionada ha sido mensual, colocando dos trampas automáticas en cada visita durante el periodo abril-octubre.

3. Resultados preliminares y discusión

El esfuerzo de muestreo realizado desde el año 2020 hasta 2024 ha sido de 147 trampas, de las que 139 han sido muestreos con trampa automática y 8 con grupo eléctrico (Tabla 1 y Figura 1).

Localidad/año	2020	2021	2022	2023	2024	Total
Escuaín				8	3	11
Espierba				11	11	22
Lamiana					8	8
Nerín	6					6
Puértolas					2	2
Puyarruego		1	2	6	11	20
Revilla					2	2
Torla-Ordesa	6	3	17	25	25	76
Total	12	4	19	50	62	147

Tabla 1. Número de muestreos llevados a cabo en cada localidad.

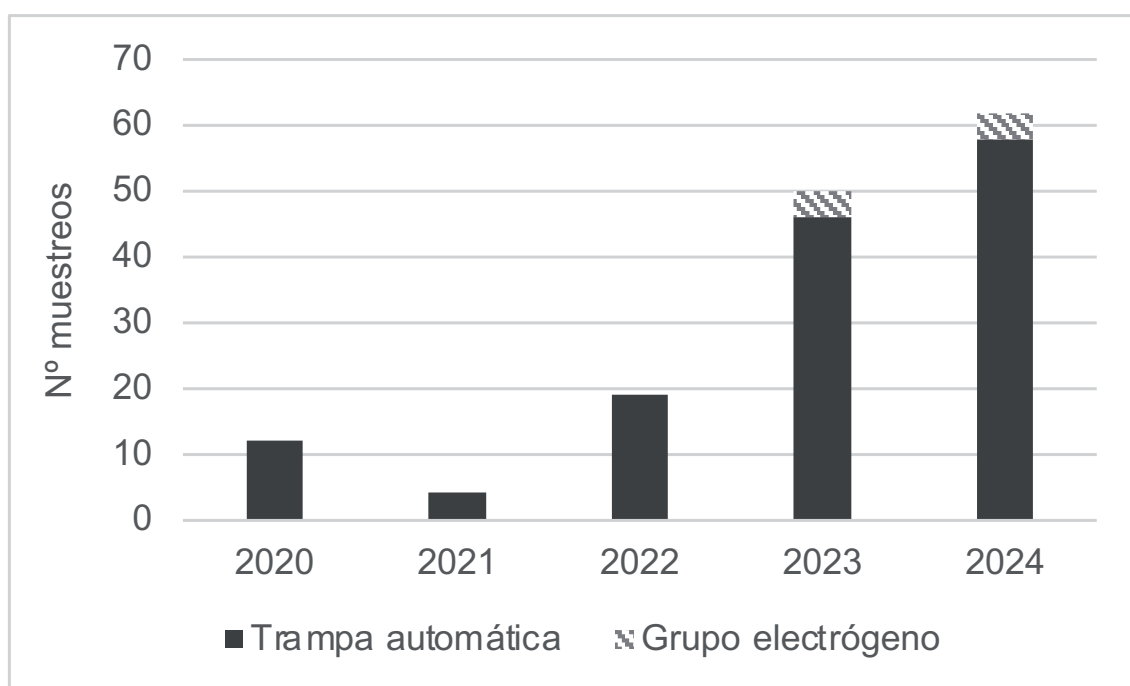


Figura 1. Distribución de los muestreos por años.

La distribución de los muestreos por meses se representa en la Figura 2. Junio es el mes mejor representado (23,1%), seguido por julio (16,3%) y agosto (15%).

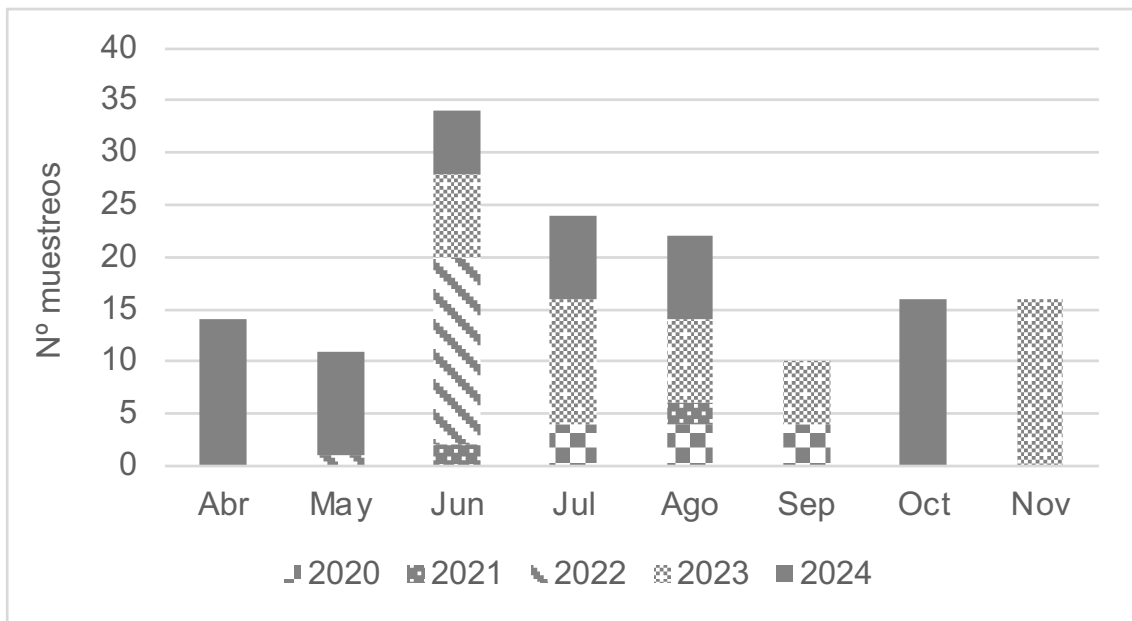


Figura 2. Distribución de los muestreos por meses y años.

La distribución altitudinal está representada en la Figura 3. El 66% de los muestreos se llevó a cabo en el rango 1201-1400 m snm, lo que tiene su explicación al coincidir con los fondos de valle de sectores como Ordesa, Pineta o Escuaín. El 13,6% de muestreos se llevaron a cabo en el rango 601-800 m snm, coincidiendo todos ellos con la parte baja del cañón de Añisclo. Finalmente, el 8,8% de los muestreos se realizaron en la franja 2001-2200 m snm, en zonas del piso subalpino como Las Cutas o Plana Canal.

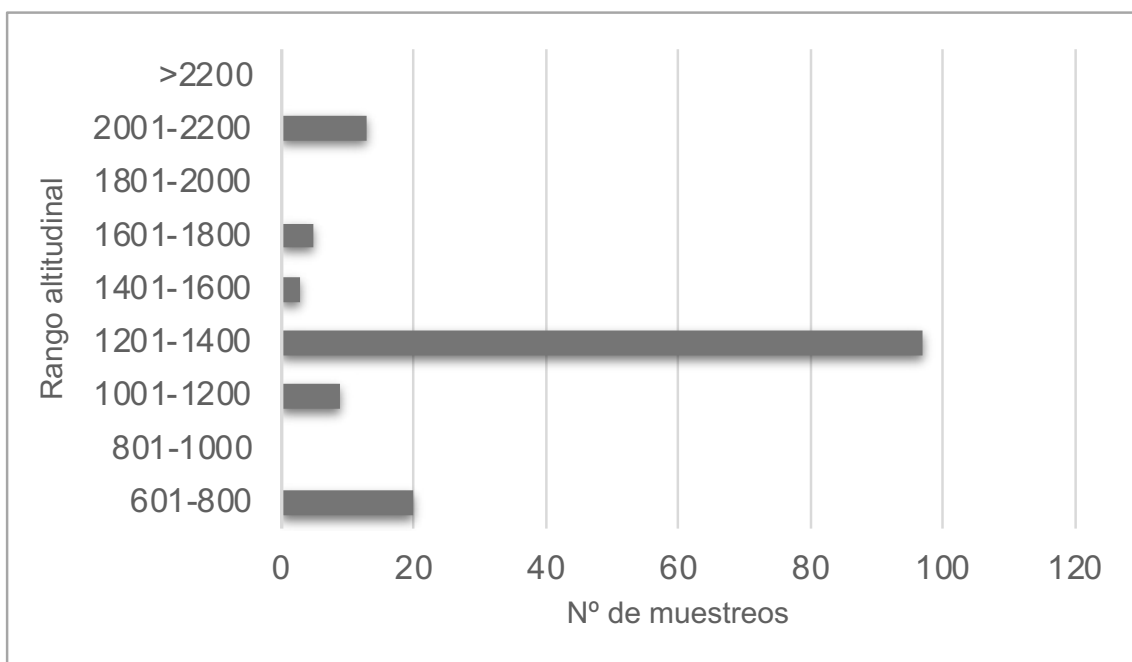


Figura 3. Distribución altitudinal de los muestreos.

En cuanto a la distribución de los muestreos en los diferentes sectores del parque, los resultados se muestran en la Figura 4. El sector Ordesa agrupa casi la mitad de los muestreos (46,3%), seguido por Pineta y Añisclo (15%) y Escuaín (9,3%). La sierra de Las Cutas, al ser una zona de altura que se encuentra entre dos cañones se ha considerado como una unidad independiente, en la que se han llevado a cabo el 9,5% de los trampeos.

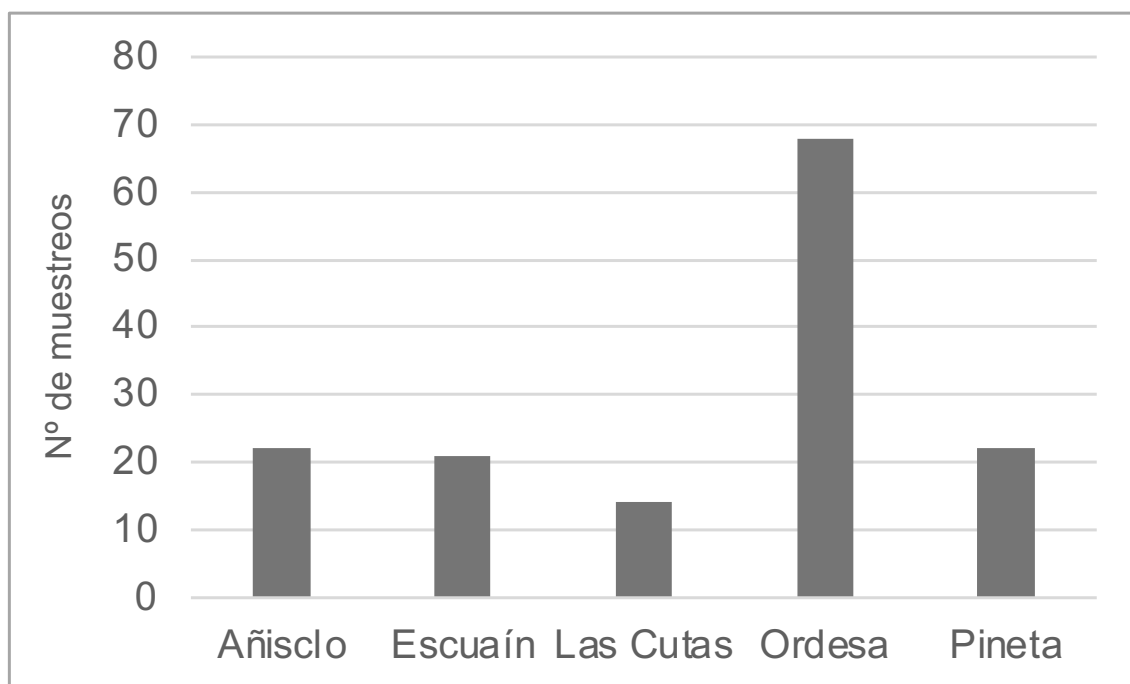


Figura 4. Distribución de los muestreos por los distintos sectores del parque.

Los trabajos llevados a cabo han sido analizados hasta el año 2023, estando en fase de análisis los datos de los muestreos realizados en 2024. Hasta 2023 se han obtenido un total de 2442 registros, con una abundancia de 10458 ejemplares y que han permitido identificar 484 especies pertenecientes a trece familias de macroheteróceros (Tabla 2). Estos datos no incluyen la revisión bibliográfica de los trabajos existentes, lo que sin duda contribuirá a incrementar ligeramente el número de especies presentes en el parque.

La mayor riqueza de especies está protagonizada por la familia Noctuidae (39,9%), seguida por Geometridae (37%) y ya, a una mayor distancia, por Erebidae (10,5%). Sin embargo, la familia Erebidae es la que presenta una mayor abundancia relativa (41,5%), motivado por las explosiones demográficas que se produjeron en julio de 2020 de una especie, *Lithosia quadra*, con trampas que llegaron a capturar más de mil ejemplares en una sola noche.

Familia	Riqueza	N.º registros	Abundancia
Cossidae	3	11	14
Drepanidae	5	6	8
Erebidae	51	293	4 345
Geometridae	179	830	1949
Hepialidae	1	2	5
Heterogynidae	1	1	2
Lasiocampidae	13	66	203
Noctuidae	193	1 037	3 523
Nolidae	4	4	7
Notodontidae	16	91	270
Saturniidae	3	14	17
Sphingidae	12	78	109
Zyganenidae	3	8	6
	484	2 441	10 458

Tabla 2. Número de registros, abundancia y riqueza de especies detectadas durante los muestreos.

La distribución de la abundancia mensual por familias se ofrece en la Tabla 3 y Figura 5. Los meses de julio y agosto aglutinan la mayor parte de los registros, seguido ya de lejos por junio, aunque en este análisis no se incluye el esfuerzo de muestreo, mucho más elevado en los meses de finales de primavera y verano.

Familia	feb	mar	abr	may	jun	jul	ago	sep	oct	nov	Total
<i>Cossidae</i>				1	10	2	1				14
<i>Drepanidae</i>					6	1	1				8
<i>Erebidae</i>	1			10	356	2 130	1 768	77	1	2	4 345
<i>Geometridae</i>				33	510	596	632	132		36	1 939
<i>Hepialidae</i>							5				5
<i>Heterogynidae</i>					2						2
<i>Lasiocampidae</i>					92	55	33		4	19	203
<i>Noctuidae</i>				15	723	1 229	1 279	195		90	3 531
<i>Nolidae</i>					6	1					7
<i>Notodontidae</i>					60	60	144	6			270
<i>Saturniidae</i>			1	6	10	0					17
<i>Sphingidae</i>				1	64	26	11	2	5		109
<i>Zygaenidae</i>				0	0	4	1	1			6
Total	1		1	66	1 839	4 104	3 875	413	10	147	10 456

Tabla 3. Distribución mensual de la abundancia por familias.

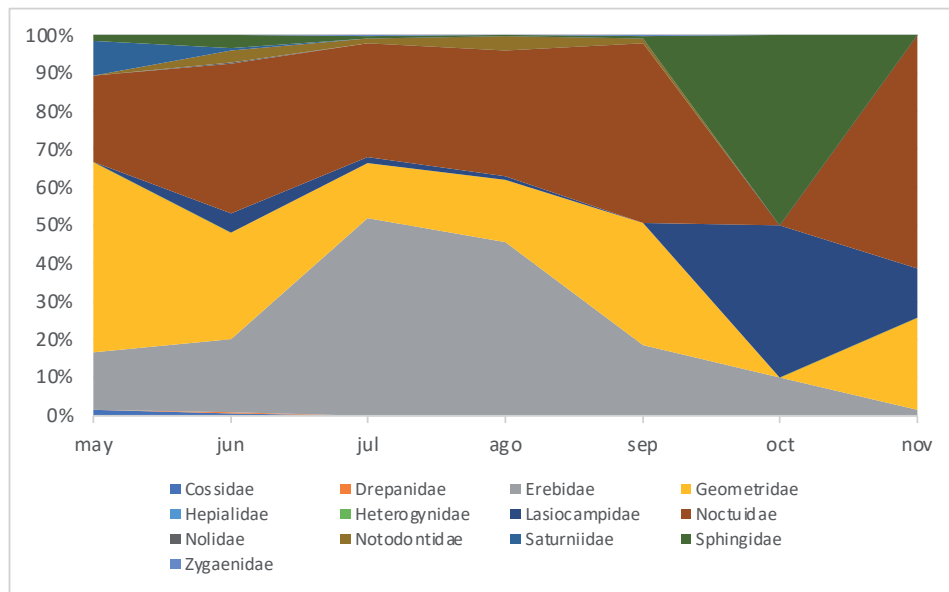


Figura 5. Distribución mensual de la abundancia relativa de las trece familias de macroheteróceros detectadas en el estudio (se han excluido los meses de febrero y abril al representar solamente observaciones esporádicas).

La distribución mensual de la abundancia media, expresada en número de ejemplares por trampa automática (Figura 6), se ajusta más a la abundancia real de cada mes. En ella se puede ver como los valores máximos se alcanzan en agosto y julio, cuando el valor medio se sitúa en ambos casos por encima de los 250 ejemplares por trampa. Durante el resto de meses estos valores descienden de forma significativa.

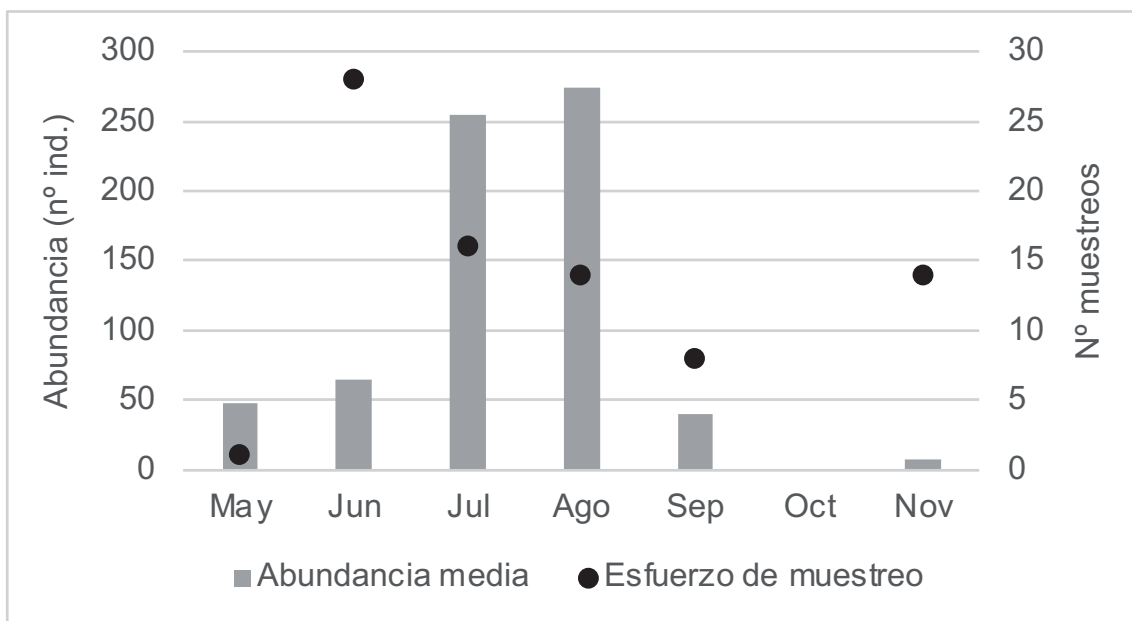


Figura 6. Abundancia media mensual (expresada en número de individuos/trampa).

4. Conclusiones

Los trabajos de muestreo e inventariación de macroheteróceros en el parque nacional de Ordesa y Monte Perdido hasta 2023 han permitido la inventariación de 484 especies, un número muy importante, pero que está todavía lejos de acercarse al número real de especies en el parque. Esta cifra supone tan solo el 29,1 % del total de macroheteróceros presentes en España. Aunque todavía es pronto para conocer una estima real del número de especies que vuelan en el parque nacional de Ordesa y Monte Perdido, es fácil que este número supere los 800 taxones, por lo que todavía se está en una primera fase en la elaboración del inventario. En los próximos años será necesario muestrear hábitats y rangos altitudinales que nos han sido visitados hasta la fecha, además de dedicar esfuerzos adicionales a algunos grupos de especies, por ejemplo, la familia *Zygaenidae*, así como varias especies de geométridos, cuya actividad de vuelo es diurna y requieren por lo tanto muestreos específicos.

Los datos de riqueza y abundancia de especies registrados en las trampas automáticas sirven para comparar los datos entre los diferentes puntos de muestreos, permitiendo conocer las zonas de mayor interés para la conservación, así como conocer en los años próximos la tendencia de las especies, al menos de las más abundantes.

Otro aspecto importante del estudio está siendo la información obtenida sobre especies amenazadas. Aunque el número de taxones incluidos en alguna de las diferentes categorías de conservación (comunitaria, nacional o regional) es muy escaso, se han obtenido interesantes datos sobre la distribución y abundancia de especies como *Actias isabelae*, *Callimorpha quadripunctaria* y *Eriogaster catax*. Se han obtenido también nuevas citas para el parque de especies de interés por su singularidad o rareza, como *Agria tau*, *Cucullia campanulae*, *Eremohadena chenopodiphaga* o *Eremohadena halimi*. O interesantes citas de especies propias de los ambientes de altura como *Agrotis simplonia*, *Chersotis anatolica*, *Chersotis elegans*, *Chersotis ocellina*, *Epipsilia latens* o *Standfussiana lucernea*.

Por último, los muestreos con trampas automáticas son también una interesante herramienta para la gestión de plagas forestales, al aportar citas y datos sobre la abundancia de especies que, sobre el papel, pueden representar un riesgo para la salud de los bosques. Se han obtenido citas de especies como *Thaumetopoea pityocampa*, *Lymantria dispar*, *Lymantria monacha* o *Catocala nymphagoga*, por citar algunas de las más representativas. Y aunque no es una especie de macroheteróceros, destaca también la primera cita de la polilla del boj (*Cydalima perspectalis*) registrada para el parque en el valle de Añisclo en 2022, a la que han seguido nuevas citas en el valle de Escuaín en 2024. Esta especie está causando daños severos en los bujarrales de otras provincias de España (Pérez-Otero et al., 2014).

6. Referencias bibliográficas

- ABÓS CASTEL, P. (1988), «Mariposas diurnas del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido». *Naturaleza en Aragón 2*. Diputación General de Aragón.
- BRISCOE, D. B. & CHITTKA, L. (2001), «The evolution of color vision in insects». *Annual Review in Entomology*, 46, 471-510.
- CLARK, J. A. y MAY, R. M. (2002), «Taxonomic bias in conservation research». *Science*, 297 (5579), 191-192. <https://doi.org/10.1126/science.297.5579.191b>.
- GARCÍA-BARROS, E., ROMO, H., SARTO I MONTEYS, V., MUNGUIRA, M. L., BAIXERAS, J., VIVES MORENO, A. y YELA GARCÍA, J. L. (2015), Orden Lepidoptera. *Revista IDE@ - SEA*, 65: 1-21.
- GARCÍA-ROSELLÓ, E., GONZÁLEZ-DACOSTA, J. y LOBO, J. M. (2023), «The biased distribution of existing information on biodiversity hinders its use in conservation, and we need an integrative approach to act urgently». *Biol. Conserv.*, 283, 110118. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110118>.
- INFUSINO, M., BREHM, G., DI MARCO, C. y SCALERCIO, S. (2017), «Assessing the efficiency of UV LEDs as light sources for macro-moth diversity sampling». *European Journal of Entomology*, 114: 25-33. <https://doi.org/10.14411/eje.2017.004>
- JUBETE, F. y MARTÍN-MORCUENDE, B. (2024), *Seguimiento de lepidópteros en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. Año 2024. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón. Informe inédito.
- KASHKAROV, R. y MITROPOLSKAYA, Y. (2021), *Inventory of fauna as a tool for sustainable use of economically important mammal species (on the example of the Tashkent region of Uzbekistan)*. E3S Web of Conferences 265, 01004 (2021). <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202126501004>.
- MANLEY, P. N.; VAN HORNE, B.; ROTH, J. K.; ZIELINSKI, W. J.; MCKENZIE, M. M.; WELLER, T. J.; WECKERLY, F. W. y VOJTA, C. (2006), «Multiple species inventory and monitoring technical guide». *Gen. Tech. Rep. WO-73*. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Washington Office. 204 p.
- MAURI, J. (2023), «A census and inventory of wild animals». *Global Journal of Ecology*. Mini Review.
- MURRÍA BELTRÁN, E. (2022), *Mariposas diurnas del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Huesca)*. *Atlas y guía de campo*. 552 pp. Otro Matiz.
- OLLERTON, J., WINFREE y R., TARRANT, S. (2011), How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos* 120, 321–326. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x>.
- PÉREZ-OTERO, R., MANSILLA, J. P. y VIDAL, M. (2014), *Cydalima perspectalis* Walker, 1859 (Lepidoptera, Crambidae): una nueva amenaza para *Buxus* spp. en la Península Ibérica. *Archivos Entomológicos*, 10:225-228.
- SCHULDT, A. y ASSMANN, T. (2010), «Invertebrate diversity and national responsibility for species conservation across Europe - a multi-taxon approach». *Biol. Conserv.*, 143, 2747-2756. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.07.022>.

- SILVEIRA, L. F., BEISIEGEL, B. M., CURCIO, F. F., VALDUJO, P. H. DIXO, M. VERDADE, V.J., MATTOX, G.M.T. & CUNNINGHAM, P.T.M. (2010), «What use do fauna inventories serve?». *Estudos Avançados*, 24 (68).
- STOHLGREN, T. J., QUINN, J. F, RUGGIERO, M. y WAGGONER, G. S. (1995), «Status of biotic inventories in US national parks». *Biological Conservation*, 71(1): 97-106.
- TAYLOR, L. R. y FRENCH, R. A. (1974), «Effects of light-trap design and illumination on samples of moths in an English woodland». *Bulletin of Entomological Research*, 63: 583-594. <https://doi.org/10.1017/S0007485300047829>.

5. Incidencia de enfermedades emergentes de anfibios en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido



Jaime Bosch

Instituto Mixto de Investigación en Biodiversidad-IMIB (Universidad de Oviedo, CSIC, Principado de Asturias), 33600 Mieres, España

Barbora Thumsová

Asociación Herpetológica Española (AHE), 28006 Madrid, España

1. Introducción

Las enfermedades infecciosas emergentes son una de las principales causas del declive de las poblaciones silvestres, afectando seriamente a la biodiversidad y a muchas funciones ecológicas (Crowl et al., 2008). La quitridiomycosis, enfermedad de la piel de los anfibios causada por los hongos quitridios *Batrachochytrium dendrobatidis* (Bd) y *B. salamandrivorans* (Bsal), está asociada a catastróficas disminuciones y extinciones de anfibios en todo el mundo (revisado por Fisher & Garner 2020). Aunque Bd infecta ya a más de 1000 especies de anfibios de los tres órdenes (Olson et al., 2021), la gravedad y los efectos de la infección varían enormemente entre especies y dentro de ellas (revisado por Lips 2016, Berger et al., 2016, Sauer et al., 2020, Thumsová et al., 2023). Así, mientras que algunas especies pueden experimentar episodios severos de mortalidad, otras son tolerantes y mantienen infecciones subletales, actuando como reservorios (revisado por Van Rooij et al., 2015). Hay distintas características que explican estas diferencias, desde la virulencia asociada a las distintas cepas (O’Hanlon et al., 2018), las características bióticas de los hospedadores (por ejemplo, Voyles et al., 2018), así como las condiciones ambientales específicas de cada área geográfica (por ejemplo, Doddington et al., 2013).

Las infecciones víricas causadas por los virus del género *Ranavirus* (Rv) también se han vuelto más prevalentes en las últimas décadas y se asocian, cada vez más, con la muerte masiva de anfibios (Green et al., 2002). Aunque tanto Bd como Rv son patógenos generalistas y, por tanto, capaces de infectar a un amplio número de especies de anfibios (por ejemplo, Allain & Duffus 2019, Olson et al., 2021), Rv también infecta a peces y reptiles (revisado por Price et al., 2017). Ambos patógenos están ya distribuidos por todo

el mundo, habiéndose registrado su presencia en todas las regiones donde existen anfibios (revisado por Fisher et al., 2009). Por el contrario, Bsal afecta sobre todo a urodelos (Martel et al., 2014) y, a día de hoy, está presente en su área de distribución nativa en Asia, en Europa central y en una localidad de Barcelona en España, ocasionando mortalidades masivas y declives poblacionales muy significativos (Martel et al., 2014, 2020, Spitzen-van der Sluijs et al., 2016, Lötters et al., 2020).

Los espacios protegidos no están a salvo de las enfermedades emergentes y, de hecho, dado que son un foco de atracción turística y reciben multitud de visitantes de zonas alejadas de todo el mundo, frecuentemente son las zonas de entrada de patógenos introducidos. En España, las primeras mortalidades de anfibios por quitridiomycosis se registraron en 1997 en el corazón del Parque Nacional Sierra de Guadarrama (PNSG), siendo este el primer caso documentado en Europa e, incluso, anterior a la descripción científica de Bd (Berger et al. 1998, Bosch et al., 2001). El impacto en el parque fue devastador, con la práctica extinción de las poblaciones de *Alytes obstetricans* (Bosch et al., 2001), y la posterior disminución de *Bufo spinosus* (Bosch et al., 2014). Aunque, en un principio se pensó que se trataba de una introducción reciente, la rápida detección de Bd en distintas regiones de España y Europa (Garner et al., 2005, Walker et al., 2010) hizo sospechar que su presencia era más antigua de lo creído inicialmente. Esta idea se consolidó al encontrarse una asociación entre el aumento de temperaturas y la aparición de Bd en la zona (Bosch et al., 2007), y fue confirmada posteriormente por análisis genéticos que indican que el patógeno se originó en el sudeste asiático y comenzó su expansión global a finales del siglo XIX (O’Hanlon et al., 2018). En el caso de la ranaviriosis, las primeras mortalidades masivas en España se documentaron en 1992 (Márquez et al., 1995), aunque en ese momento se atribuyeron erróneamente al síndrome conocido como “pata roja”. Posteriormente, en 2005, se registraron brotes masivos de Rv en el Parque Nacional Picos de Europa (PNPE), causando descensos drásticos en poblaciones de varias especies como *A. obstetricans*, *B. spinosus* e *Ichthyosaura alpestris*, las cuales no se han recuperado hasta la fecha (Bosch et al., 2021). A partir de entonces, se documentaron nuevos brotes de Rv a lo largo de toda la Península Ibérica, afectando a un amplio número de especies (Thumsová et al., 2022).

Además, en otros parques nacionales también se han registrado mortalidades masivas por enfermedades emergentes de anfibios. Así, en el Parque Nacional de Sierra Nevada (PNSN), detectamos por primera vez la presencia de Bd en 2009 (Bosch et al., 2013), y para 2019 ya se producían brotes de mortalidad en *Alytes dickhilleni*, coincidiendo con una rápida expansión del patógeno en toda el área de distribución de la especie (Thumsová et al., 2021). Por el contrario, en el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici (PNATESM) nunca se han registrado mortalidades de anfibios, aunque en 2016 se confirmó la presencia de Bd en una localidad (Martínez-Silvestre et al., 2020), y en el año 2024 confirmamos también la presencia de Rv en dos localidades

en las que monitoreamos las poblaciones de forma recurrente. En el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP), pese a que registramos la presencia de Bd en *Alytes algrogavarii* y *Rana pyrenaica* en 2008, las cargas de infección resultaron muy reducidas y no se registró ningún caso de mortalidad (Walker et al., 2010). Sin embargo, en el año 2020, y en el marco del proyecto de investigación ‘*Efectos demográficos y remediación de enfermedades infecciosas de anfibios en parques nacionales de montaña*’, financiado por el Organismo Autónomo Parques Nacionales, detectamos mortalidades masivas causadas por Rv de *R. pyrenaica* en varias localidades distribuidas por todo el parque (Bosch et al., 2020). En este trabajo se presentan los resultados preliminares de la incidencia de Bd, Bsal y Rv en la dinámica poblacional de los anfibios del PNOMP, prestando especial atención al caso de *R. pyrenaica* por su carácter endémico y por estar catalogada en peligro de extinción.

2. Material y metodología

Para conocer la incidencia de Bd, Bsal y Rv en el PNOMP, muestreamos distintas poblaciones de las cuatro especies de anfibios presentes en el parque (*R. pyrenaica*, *Cacotriton asper*, *A. algrogavarii*, y *B. spinosus*) en un total de 19 localidades mediante torundas estériles en el caso de los ejemplares vivos. En ejemplares encontrados muertos, y en un número muy bajo de ejemplares vivos empleados como referencia, se recogió todo el animal, o una porción de tejido inferior a 2 mm de la punta de una falange, respectivamente. Las muestras en hisopo fueron fijadas en campo añadiendo una gota de etanol al 70% y se almacenaron a temperatura ambiente. Las muestras de tejido se fijaron en etanol al 70% en campo, así como falanges y porciones de hígado de los ejemplares encontrados muertos durante eventos de mortalidad.

El ADN de las muestras en hisopo se extrajo con PrepMan Ultra siguiendo Boyle et al. (2004) y de las muestras de tejido mediante el kit comercial DNeasy Blood and Tissue de Qiagen según el protocolo del fabricante. Utilizamos análisis de PCR en tiempo real con sondas Taqman en una termocicladora MyGo Pro siguiendo los protocolos de Blooi et al., (2013) para la detección y cuantificación simultánea de Bd y Bsal, y de Leung et al., (2017) para Rv. Todas las muestras se testaron con controles negativos y positivos con concentraciones conocidas de número de copias de ADN de Bd, Bsal y Rv desde 0,1 a 10 000 000 en diluciones seriadas 1/10. Las muestras se consideraron positivas cuando sus cargas de infección fueron iguales o superiores al control positivo mas pequeño, y las curvas de amplificación presentaron un patrón sigmoidal claro. Aproximadamente el 20% de las muestras se testaron una segunda vez para confirmar el diagnóstico, obteniéndose una concordancia del 100% en el estado de infección y una discrepancia inferior al 10% en la carga de infección.

Además del uso de técnicas moleculares habituales para la cuantificación de la carga fúngica y viral de ambos patógenos, empleamos técnicas de marcaje individual y recaptura tanto de ejemplares de *R. pyrenaica* como de *C. asper* mediante la inserción de microchips. Todos los animales fueron medidos y pesados, y siempre manejados con guantes de látex desechables. Todo el material de muestreo, incluyendo las botas de campo, fue desinfectado con Virkon (R) al 1% antes y después de su uso en cada localidad.

Con objeto de analizar las diferencias en prevalencias y cargas de infección para Rv entre especies, años, y entre ejemplares vivos y muertos, se emplearon modelos lineales generalizados mixtos. La localidad se introdujo en el modelo como factor aleatorio para controlar por las repeticiones entre años, condensando las localidades en los 4 barrancos más muestreados (Comas, Forca Martín, Forcallos, Fuen Berná) y el resto en un grupo común. Para el modelo de prevalencias se utilizó una distribución de errores binomial, mientras que para el modelo de carga de infección de los ejemplares positivos se empleó una distribución binomial negativa.

Finalmente, utilizamos el software MaxEnt v3.4.3 (Phillips et al., 2020) para generar dos modelos predictivos del riesgo de quitridiomycosis y ranaviriosis en el PNOMP utilizando registros de mortalidad de quitridiomycosis y ranaviriosis recogidos durante las dos últimas décadas en la Península Ibérica. En el caso de Bd, el modelo se basó en 44 localidades del área de estudio donde registramos ejemplares muertos asociados a la quitridiomycosis en 12 especies diferentes de anfibios, mientras que para Rv empleamos 29 localidades con episodios de mortalidad en las que estuvieron implicadas 15 especies diferentes. Utilizamos 19 variables bioclimáticas, más la altitud, de la base de datos climática WorldClim (~1 km² resolución, Fick & Hijmans 2017). Generamos 100 réplicas para cada modelo mediante validación cruzada (bootstrapping) dividiendo los registros de mortalidad en dos conjuntos de datos separados para los entrenamientos (75% de los registros) y las pruebas (25%). Para cada uno de los dos modelos, realizamos una primera ejecución con todas las variables medioambientales y, a continuación, eliminamos paso a paso las variables con una contribución inferior al 3% (según Baldwin 2009) y aquellas altamente correlacionadas entre sí (con $r > 0,7$ calculado con qGIS v3.16) para evitar el sobreajuste de los modelos. Calculamos la bondad de ajuste de los modelos cuantificando el 'área bajo la curva' (AUC) de la curva 'receiver operating characteristic' (o curva ROC), y utilizamos pruebas Jackknife para determinar qué variables presentaron mayor contribución a los modelos. Finalmente, los mapas de riesgo y los cálculos del área de idoneidad del hábitat (en píxeles y km²) para la quitridiomycosis y la ranaviriosis se realizaron con qGIS 3.16.0-Hannover para el PNOMP. En ambos casos, el índice de idoneidad de cada unidad espacial (km²) se agrupó en cuatro categorías de riesgo (bajo, medio-bajo, medio-alto, alto) coincidiendo con los cuartiles correspondientes (0-25, 26-50, 51-75, 76-100%).

3. Resultados y discusión

Desde 2020 hasta la actualidad se colectaron un total de 723 muestras, correspondientes a 393 individuos de *C. asper*, 260 de *R. pyrenaica*, 59 de *A. almogavarii* y 11 de *B. spinosus*. La prevalencia de infección del hongo Bd fue baja, con solo un 3% de las muestras positivas (21/695). Por el contrario, Rv fue detectado en el 40% de las muestras analizadas (222/562, Tabla 1, Figura 1). Por último, todas las muestras analizadas resultaron negativas a Bsal (n=649), confirmándose la ausencia de este patógeno en el área de estudio.

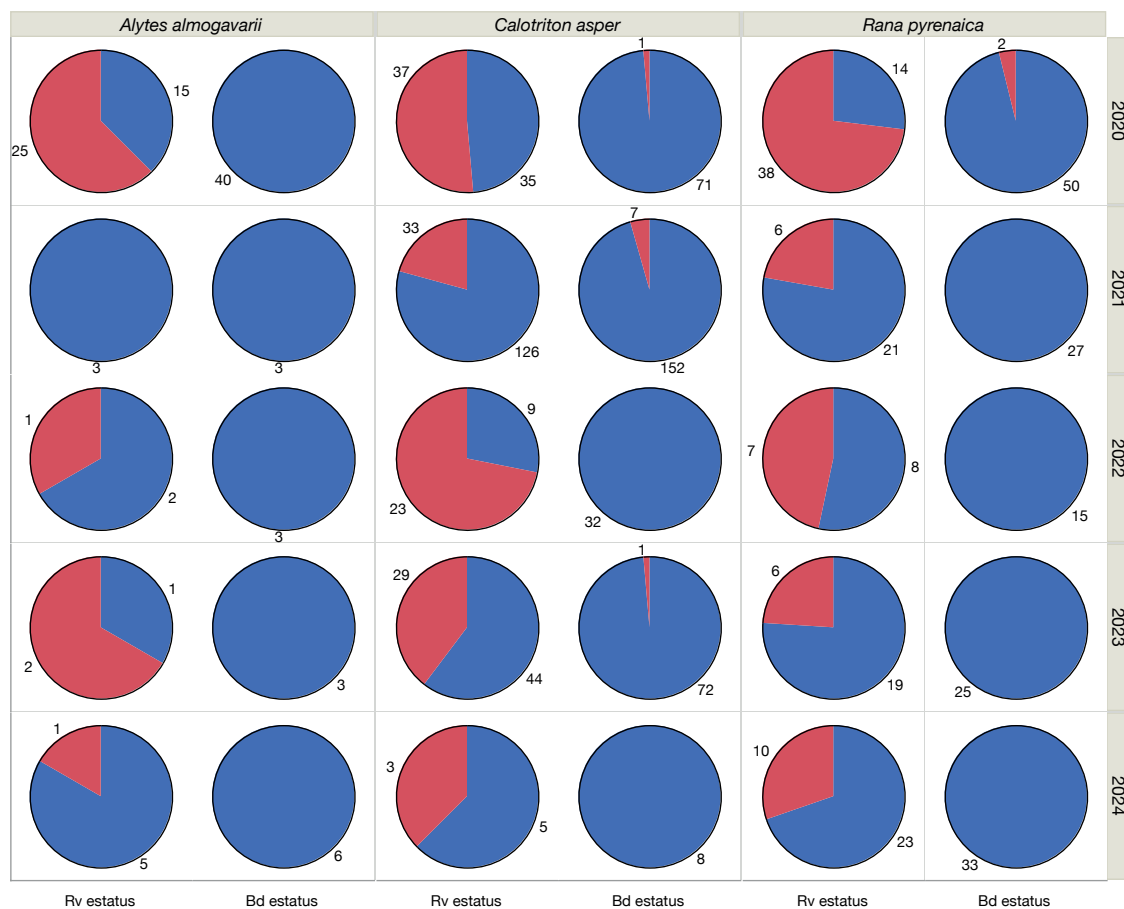


Figura 1. Prevalencia de infección por *Ranavirus* (Rv) y *Batrachochytrium dendrobatidis* (Bd) en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido por especie y año. En rojo aparecen las muestras positivas y en azul las negativas. El tamaño muestral aparece en número junto a cada clase de muestra.

La prevalencia de infección por Rv no varió significativamente entre especies ($F_{2,543}=2.72, p=0,0670$), ni entre ejemplares vivos y muertos ($F_{2,543}=0,01, p=0,9112$), pero sí mostraron variación significativa entre años ($F_{4,543}=0,01, p=0,9112$). En 2024 se registró la prevalencia más baja de la serie, mientras que 2022 presentó el valor más alto. En particular, la prevalencia en 2024 fue significativamente menor que en 2020 y 2022.

Las cargas de infección por Rv en las muestras positivas fueron altas, con un promedio de $3.320.927 \pm 15.417.729$ copias de ADN (media \pm desviación estándar; rango = 0,1–137.591.583, Tabla 1, Figura 2). Estas no variaron significativamente entre especies ($F_{2,144}=1,42$, $p=0,2443$), pero sí entre años ($F_{4,188}=25,66$, $p<0,0001$, Figuras 3-4) y entre ejemplares vivos y muertos ($F_{1,84}=62,66$, $p<0,0001$). Aunque en 2024 se observó una baja prevalencia, las cargas virales en los ejemplares infectados fueron notablemente altas, asociándose, como cabría esperar, a individuos encontrados muertos. Sin embargo, la proporción de muestras de ejemplares muertos no aumentó con el tiempo, siendo mayor en 2020 (28,8%) que en 2024 (12,1%). En 2023 también se observaron cargas elevadas, a pesar de que no se analizó ningún ejemplar muerto. Estos datos indican un aumento en las cargas de infección por Rv en la zona de estudio, siendo las más altas documentadas en toda la Península Ibérica.

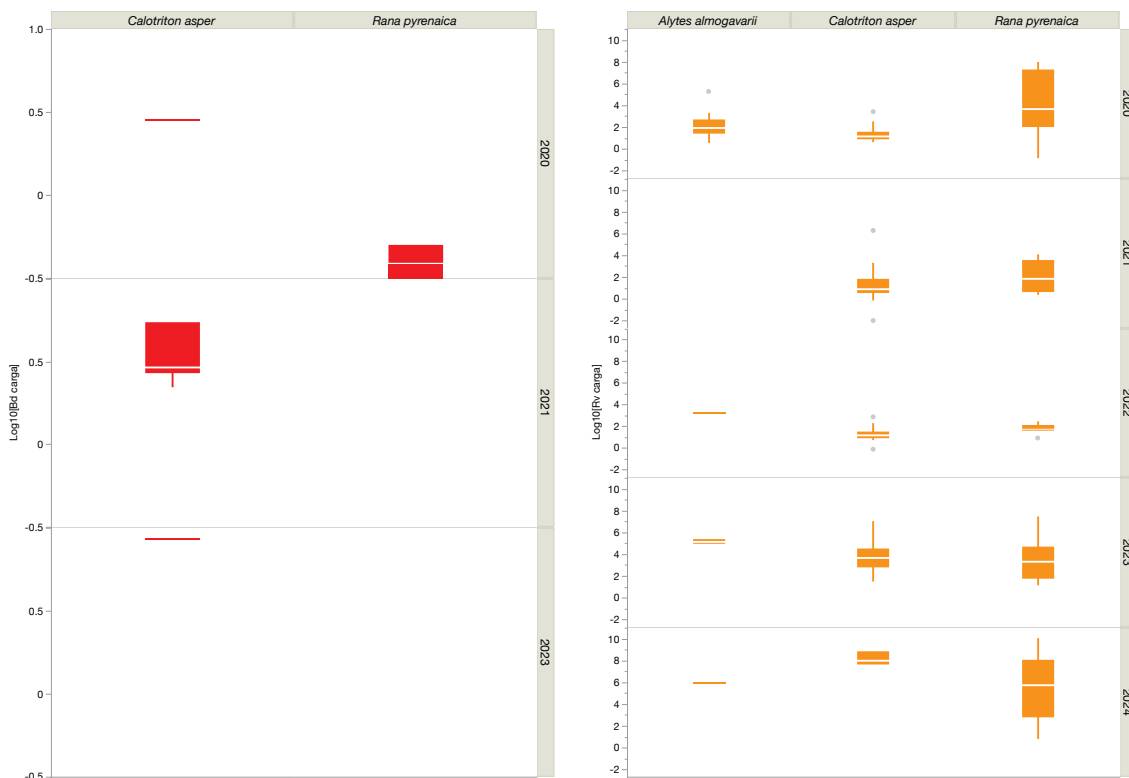


Figura 2. Diagramas de caja de las cargas de infección para *Batrachochytrium dendrobatidis* (Bd, izquierda) y *Ranavirus* (Rv, derecha) en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido por especie y año.

Tabla 1. Número de individuos analizados para ranavirus (Rv) e infectados, con sus respectivas cargas de infección (expresadas como número de copias de ADN viral) por especie y año en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.

Especie	Año	N	N Rv+	Carga mínimo	Carga, media	Carga, mediana	Carga, máximo
<i>Alytes algogavarii</i>	2020	40	25	3	7.628	89	184.080
	2021	3	0				
	2022	3	1	1.703	1.703	1.703	1.703
	2023	3	2	80.365	151.622	151.622	222880
	2024	6	1	789.488	789.488	789.488	789.488
<i>Bufo spinosus</i>	2020	10	0				
<i>Calotriton asper</i>	2020	72	37	4	110	14	2608
	2021	159	33	0	55.978	8	1.843.298
	2022	32	23	1	61	15	739
	2023	73	29	32	431.484	4481	10.935.431
	2024	8	3	41.652.501	299396207	99839307	756.696.814
<i>Rana pyrenaica</i>	2017	1	1	137.591.583	137.591.583	137.591.583	137.591.583
	2020	52	38	0	13.420.661	4.594	98.917.289
	2021	27	6	2	2.589	257	12.594
	2022	15	7	8	89	51	274
	2023	25	6	14	4.716.432	2588	28.287.027
	2024	33	10	7	129.330.9490	6.873.541	12.097.810.494

Aunque las prevalencias y cargas de infección por Rv no difirieron significativamente entre especies, el hecho de que el 88% de los individuos muertos correspondieron a *R. pyrenaica* indica claramente que la especie es especialmente sensible a este patógeno (Bosch et al. 2020). Por el contrario, y en sintonía con el resto de ranas pardas de España, la especie muestra una baja vulnerabilidad a Bd. Por otro lado, sorprende la baja prevalencia de infección para Bd, y en menor medida para Rv, encontrada en *A. algogavarii*, cuando todas las especies del género son extraordinariamente sensibles a ambos patógenos. En el caso de Bd, la baja incidencia podría estar relacionada con la ausencia de larvas invernantes, dado que la especie utiliza para reproducirse torrentes de montaña de escaso caudal, en lugar de grandes masas de agua.

Por otro lado, los modelos predictivos desarrollados para analizar el riesgo asociado a Bd y Rv ofrecieron un alto nivel de ajuste (AUC media \pm desviación estándar: 0,935 \pm 0,020 para Bd y 0,855 \pm 0,033 para Rv), y son coherentes con los factores abióticos asociados a la incidencia de ambas enfermedades. En modelo Bd se incluyó cinco de las

veinte variables ambientales consideradas, mientras que el modelo de Rv incorporó seis. La altitud, la temperatura media del trimestre más lluvioso y la isothermalidad fueron relevantes en ambos modelos. Para Bd, la altitud fue la variable más informativa de forma independiente, mientras que para Rv lo fue la temperatura media del trimestre más seco. Por su parte, las variables cuya exclusión redujo más la precisión de los modelos fueron la precipitación del trimestre más lluvioso (Bd) y la temperatura media del mismo período (Rv). En cuanto al riesgo geográfico, el PNOMP destaca como una zona de alta vulnerabilidad: entre el 60 y el 68% de su superficie se encuentra en las categorías más altas de riesgo para Bd, y entre el 95 y el 98% para Rv. Los factores climáticos asociados a este riesgo incluyen precipitaciones >67 mm en el mes más seco, temperaturas medias $<1^{\circ}\text{C}$ en el trimestre más lluvioso y $<12^{\circ}\text{C}$ en el trimestre más seco.

La discrepancia observada entre el alto nivel de riesgo de quitridiomycosis sugerida por el modelo, y los bajos niveles de infección encontrados en las muestras analizadas, se explicaría, nuevamente, por la baja susceptibilidad de las especies presentes en el parque, y por la ausencia de medios donde las especies sensibles pueden desarrollar cargas elevadas.

Si bien los datos disponibles hasta el momento no permiten estimar, con precisión, la incidencia real de ambas enfermedades en las poblaciones de anfibios del parque, el cambio climático representa una amenaza potencial en los próximos años. Así, la evidencia actual sugiere que la aparición de la ranavirosis en el PNOMP está estrechamente vinculada al aumento abrupto de las temperaturas registrado en los últimos años (Thumsová et al., 2022). Por otro lado, aunque las condiciones climáticas actuales parecen favorecer principalmente la emergencia de la ranavirosis, no se descarta que, en un futuro próximo, puedan generarse escenarios igualmente propicios para el desarrollo de la quitridiomycosis, tal como ya se ha documentado en otros parques nacionales de España (Bosch et al., 2007).

En conjunto, estos resultados ponen de manifiesto la gravedad de la situación de *R. pyrenaica* en el PNOMP y que, probablemente, es extensiva a todo su rango de distribución. Resulta preocupante que, aunque las tasas de prevalencia de Rv han mostrado cierta variabilidad anual, el incremento sostenido en las cargas virales sugiere una dinámica de infección en aumento. Estos hallazgos subrayan la necesidad urgente de reforzar los programas de monitorización para entender mejor la incidencia de la ranavirosis y su impacto real sobre esta especie que, además de encontrarse en peligro de extinción, parece presentar una especial sensibilidad a la infección.

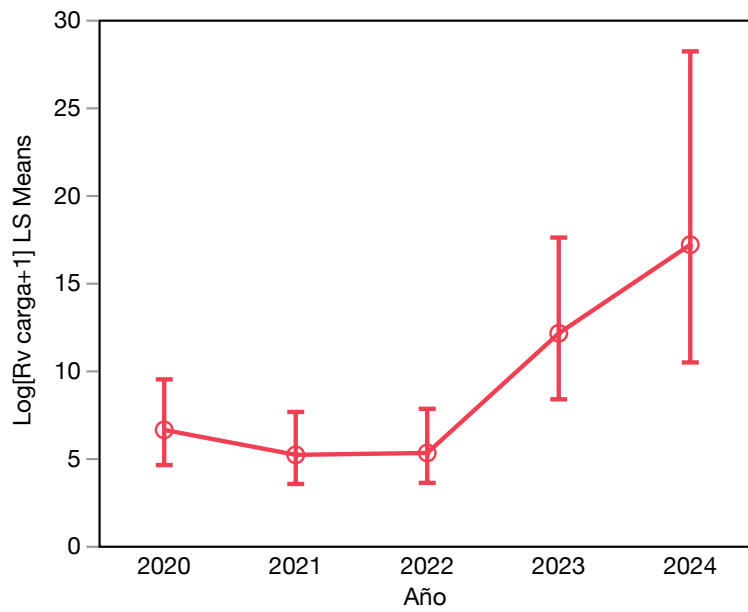


Figura 3. Evolución de la carga de infección por ranavirus (Rv) en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido según el modelo estadístico realizado.

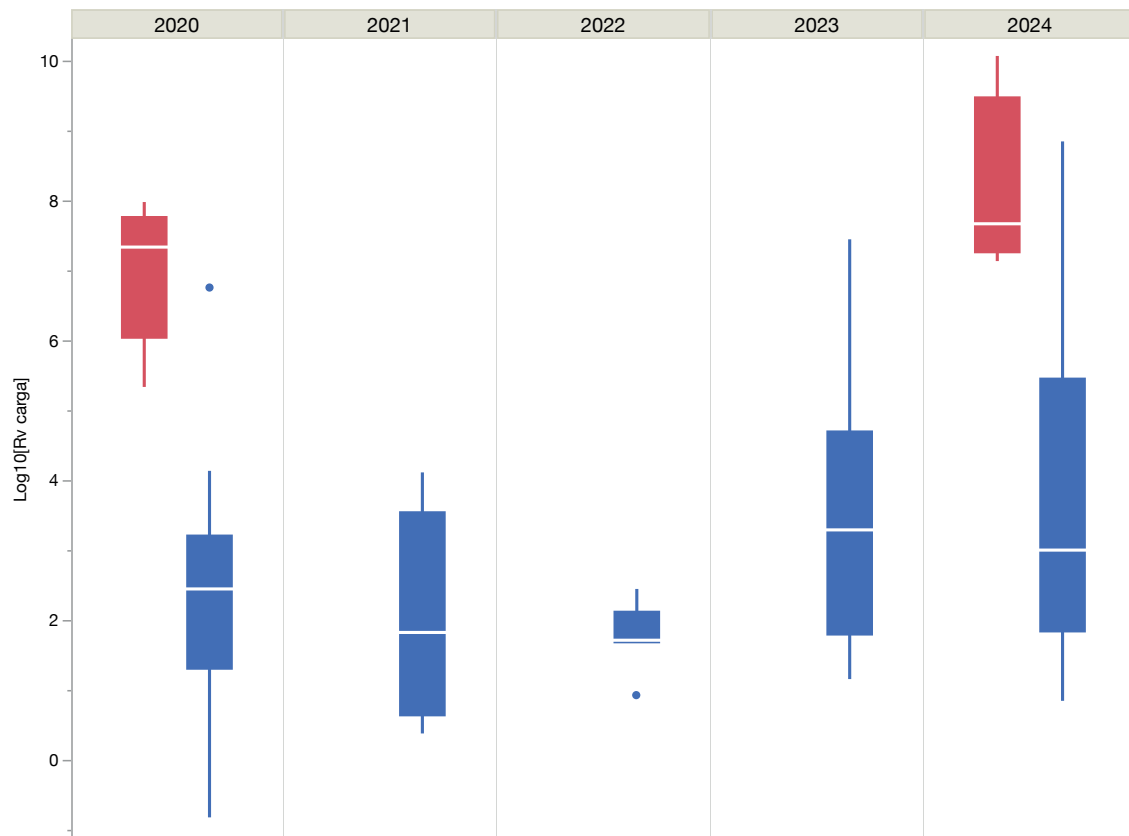


Figura 4. Diagrama de cajas de la evolución de la carga de infección por *Ranavirus* (Rv) en ejemplares positivos de *Rana pyrenaica* encontrados vivos (en azul) y muertos (en rojo) en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido a lo largo de los años de estudio.

4. Conclusiones

1. El riesgo de quitridiomycosis en el PNOMP es bajo, tanto a nivel general como específicamente para *R. pyrenaica* y, aparentemente, también para el resto de especies presentes en el parque.
2. Por el contrario, el riesgo de ranaviriosis en el parque, y especialmente para *R. pyrenaica*, es elevado.
3. Aunque aún no se dispone de estimaciones precisas sobre la incidencia real de la ranaviriosis en las poblaciones de *R. pyrenaica* del PNOMP, varios factores indican que esta podría ser elevada:
 - La especie presenta una elevada sensibilidad a la infección.
 - Las condiciones ambientales del parque son favorables para la persistencia y transmisión del virus.
 - El cambio climático podría agravar estas condiciones en los próximos años.
 - En otros sistemas de alta montaña, como el Parque Nacional de los Picos de Europa (PNPE), los efectos de la enfermedad han sido catastróficos.
4. Resulta prioritario reforzar el programa de seguimiento de *R. pyrenaica* mediante:
 - Una mejora en la precisión de los datos de campo recogidos.
 - La implementación sistemática del marcaje individual de ejemplares.
 - La toma regular de muestras de infección en individuos marcados que permita obtener estimaciones robustas, tanto de la tendencia poblacional, como de la incidencia real de la enfermedad.
5. Resulta urgente desarrollar estrategias eficaces de mitigación frente a la ranaviriosis.

5. Agradecimientos

Paco Villaespesa, Fernando Carmena, Nacho Gómez, Pilar Jiménez, Bea García, Ana Trujillano, María Jarne, Pedro L. Hernández, y muchos voluntarios de las Asociación Herpetológica Española y de la Asociación de Ciencias Ambientales, ayudaron enormemente en las labores de campo e hicieron posible nuestro trabajo. Parte de este estudio ha sido financiado por el proyecto de investigación del Organismo Autónomo Parques Nacionales «Efectos demográficos y remediación de enfermedades infecciosas de anfibios en parques nacionales de montaña (2399/2017)».

6. Referencias bibliográficas

- ALLAIN, S. J. R. y DUFFUS, A. L. J. (2019), «Emerging infectious disease threats to European herpetofauna». *The Herpetological Journal*, 29: 189-206.
- BERGER, L., ROBERTS, A. A., VOYLES, J., LONGCORE, J. E., MURRAY, K. A., SKERRATT, L. F. (2016), «History and recent progress on chytridiomycosis in amphibians». *Fungal Ecology*, 19: 89-99.
- BERGER, L., SPEARE, R., DASZAK, P., GREEN, D.E., CUNNINGHAM, A.A., GOGGIN, C.L. et al. (1998), *Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 95: 9031-9036.
- BLOOI, M., PASMANS, F., LONGCORE, J.E., SPITZEN-VAN DER SLUIJS, A., VERCAMMEN, F., MARTEL, A. (2013), «Duplex real-Time PCR for rapid simultaneous detection of *Batrachochytrium dendrobatidis* and *Batrachochytrium salamandrivorans* in amphibian samples». *Journal of Clinical Microbiology* 51: 4173-4177.
- BOSCH, J., CARRASCAL, L.M., DURÁN, L., WALKER, S., FISHER, M.C. (2007), «Climate change and outbreaks of amphibian chytridiomycosis in a montane area of Central Spain; is there a link?». Proceedings of the Royal Society B: *Biological Sciences* 274: 253-260.
- BOSCH, J., FERNÁNDEZ-BEASKOETXEA, S., SCHERER, R.D., AMBURGEY, S.M., MUTHS, E. (2014), «Demography of common toads after local extirpation of co-occurring midwife toads». *Amphibia-Reptilia* 35: 293-303.
- BOSCH, J., GARCÍA-ALONSO, D., FERNÁNDEZ-BEASKOETXEA, S., FISHER, M.C., GARNER, T.W.J. (2013), «Evidence for the introduction of lethal chytridiomycosis affecting wild Betic midwife toads (*Alytes dickhilleni*)». *EcoHealth* 10: 82-89.
- BOSCH, J., MARTEL, A., SOPNIEWSKI, J., THUMSOVÁ, B., AYRES, C., SCHEELE, B.C. et al. (2021), «*Batrachochytrium salamandrivorans* threat to the Iberian urodele hotspot». *Journal of Fungi* 7: 1-16.
- BOSCH, J., MARTÍNEZ-SOLANO, I., GARCÍA-PARÍS, M. (2001), «Evidence of a chytrid fungus infection involved in the decline of the common midwife toad (*Alytes obstetricans*) in protected areas of Central Spain». *Biological Conservation* 97: 331-337.
- BOSCH, J., THUMSOVÁ, B., VELARDE, R., MARTÍNEZ-SILVESTRE, A. (2020), «Diferente susceptibilidad de *Rana pyrenaica* a dos enfermedades emergentes de anfibios». *VI Jornada de Investigación. Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*.
- BOYLE, D.G., BOYLE, D.B., OLSEN, V., MORGAN, J.A.T., HYATT, A.D. (2004), «Rapid quantitative detection of chytridiomycosis (*Batrachochytrium dendrobatidis*) in amphibian samples using real-time Taqman PCR assay». *Disease of Aquatic Organisms* 60: 141-148.

- CROWL, T.A., CRIST, T.O., PARMENTER, R.R., BELOVSKY, G., LUGO, A.E. (2008), «The spread of invasive species and infectious disease as drivers of ecosystem change». *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 238-246.
- DODDINGTON, B.J., BOSCH, J., OLIVER, J.A., GRASSLY, N.C., GARCIA, G., SCHMIDT, B.R. et al. (2013), «Context dependent amphibian host population response to an invading pathogen». *Ecology* 94: 1795-1804.
- FICK, S. E. & HIJMANS, R. J. (2017), «WorldClim 2: new 1 km spatial resolution climate surfaces for global land areas». *International Journal of Climatology* 37: 4302-4315.
- FISHER, M.C. & GARNER, T.W.J. (2020), «Chytrid fungi and global amphibian declines». *Nature Reviews Microbiology* 18: 332-343.
- FISHER, M.C., GARNER, T.W.J., WALKER, S.F. (2009), «Global emergence of *Batrachochytrium dendrobatidis* and amphibian chytridiomycosis in space, time, and host». *Annual Review of Microbiology* 63: 291-310.
- GARNER, T.W.J., WALKER, S., BOSCH, J., HYATT, A.D., CUNNINGHAM, A.A., FISHER, M.C. (2005), «Chytrid fungus in Europe». *Emerging Infectious Diseases* 11: 1639-1641.
- GREEN, D.E., CONVERSE, K.A., SCHRADER, A.K. (2002), «Epizootiology of sixty-four amphibian morbidity and mortality events in the USA, 1996-2001». *Annals of the New York Academy of Sciences*, 969: 323–339.
- LEUNG, W.T.M., THOMAS-WALTERS, L., GARNER, T.W.J., BALLOUX, F., DURRANT, C. y PRICE, S.J. (2017), «A quantitative-PCR based method to estimate ranavirus viral load following normalisation by reference to an ultraconserved vertebrate target». *Journal of Virological Methods* 249: 147–155.
- LIPS, K.R. (2016), «Overview of chytrid emergence and impacts on amphibians». *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 371: 20150465.
- LÖTTERS, S., VEITH, M., WAGNER, N., MARTEL, A., PASMANS, F. (2020), «The amphibian pathogen *Batrachochytrium salamandrivorans* in the hotspot of its European invasive range: past-present-future». *Salamandra* 56: 173-188.
- MÁRQUEZ, R., OLMO, J.L., BOSCH, J. (1995), «Recurrent mass mortality of larval midwife toads *Alytes obstetricans* in a lake in the Pyrenean mountains». *The Herpetological Journal* 5: 287-289.
- MARTEL, A., BLOOI, M., ADRIAENSEN, C., VAN ROOIJ, P., BEUKEMA, W., FISHER, M.C. et al. (2014), «Recent introduction of a chytrid fungus endangers Western Palearctic salamanders». *Science* 346: 630–631.
- MARTEL, A., VILA-ESCALE, M., FERNÁNDEZ-GIBERTEAU, D., MARTINEZ-SILVESTRE, A., CANESSA, S., VAN PRAET, S. et al. (2020), «Integral chain management of wildlife diseases». *Conservation Letters*. 13: 1–6.

- MARTÍNEZ-SILVESTRE, A., TROCHET, A., CALVEZ, O., POIGNET, M., LE CHEVALIER, H., SOUCHET, J. et al. (2020), «Presence of the fungus *Batrachochytrium dendrobatidis*, but not *Batrachochytrium salamandrivorans*, in wild Pyrenean brook newts (*Calotriton asper*) in Spain and France». *Herpetological Review*, 51, 738-743.
- O'HANLON, S.J., RIEUX, A., FARRER, R.A., ROSA, G.M., WALDMAN, B., BATAILLE, A. et al. (2018), «Recent Asian origin of chytrid fungi causing global amphibian declines». *Science* 360: 621-627.
- OLSON, D.H., RONNENBERG, K.L., GLIDDEN, C.K., CHRISTIANSEN, K.R., BLAUSTEIN, A.R. (2021), «Global patterns of the fungal pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* support conservation urgency». *Frontiers in Veterinary Science* 8: 685877.
- PHILLIPS, S.J., DUDÍK, M., SCHAPIRE, R.E. (2020), *Maxent software for modeling species niches and distributions* (Version 3.4.4) [Software]. Available from http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/
- PRICE, S.J., ARIEL, E., MACLAINE, A., ROSA, G.M., GRAY, M.J., BRUNNER, J.L. et al. (2017), «From fish to frogs and beyond: Impact and host range of emergent ranaviruses». *Virology* 511: 272-279.
- SAUER, E.L., COHEN, J.M., LAJEUNESSE, M.J., MCMAHON, T.A., CIVITELLO, D.J., KNUTIE, S.A. et al. (2020), «A meta-analysis reveals temperature, dose, life stage, and taxonomy influence host susceptibility to a fungal parasite». *Ecology* 101: e02979.
- SPITZEN-VAN DER SLUIJS, A., MARTEL, A., ASSELBERGHS, J., BALES, E.K., BEUKEMA, W., BLETZ, M.C. et al. (2016), «Expanding distribution of lethal amphibian fungus *Batrachochytrium salamandrivorans* in Europe». *Emerging Infectious Diseases* 22: 1286-1288.
- THUMSOVÁ, B., BOSCH, J., ROSA, G.M. (2023), «Amphibian crisis and the impact of emerging pathogens», pp. 54-101. En G. MORENO-RUEDA y M. COMAS (eds.). *Evolutionary ecology of amphibians*. CRC Press, Taylor & Francis Group.
- THUMSOVÁ, B., GONZÁLEZ-MIRAS, E., FAULKNER, S.C., BOSCH, J. (2021), «Rapid spread of a virulent amphibian pathogen in nature». *Biological Invasions* 23: 3151-3160.
- THUMSOVÁ, B., PRICE, S.J., GONZÁLEZ-CASCÓN, V., VÖRÖS, J., MARTÍNEZ-SILVESTRE, A., ROSA, G.M. et al. (2022), «Climate warming triggers the emergence of native viruses in Iberian amphibians». *iScience* 25: 105541.
- VAN ROOIJ, P., MARTEL, A., HAESBROUCK, F. y PASMANS, F. (2015), «Amphibian chytridiomycosis: A review with focus on fungus-host interactions». *Veterinary Research* 46: 1-22.
- VOYLES, J., JOHNSON, L.R., ROHR, J.R., KELLY, R., BARRON, C., MILLER, D. et al. (2017), «Diversity in growth patterns among strains of the lethal fungal pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* across extended thermal optima». *Oecologia* 184: 363-373.
- WALKER, S.F., BOSCH, J., GOMEZ, V., GARNER, T.W.J., CUNNINGHAM, A.A., SCHMELLER, D.S. et al. (2010), «Factors driving pathogenicity vs. prevalence of amphibian panzootic chytridiomycosis in Iberia». *Ecology Letters* 13: 372-382.

6. Censo de gorrión alpino (*Montifringilla nivalis*) en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. 2024



Maria del Mar Delgado y Rafael Benjumea

Instituto Mixto de Investigación en Biodiversidad (CSIC/UO/PA),
Campus de Mieres, Edificio de Investigación, 33600 Mieres (Asturias), Spain

1. Introducción

Los ambientes alpinos son reservorios vitales de muchas especies, de las cuales algunas son plantas y animales endémicos, es decir, especies que no se encuentran en ningún otro lugar. Las actividades humanas están afectando profundamente el clima del mundo, y las montañas son un indicador sensible de ese efecto. Debido a su altitud, pendiente y orientación al sol, los ecosistemas de montaña son especialmente sensibles a las variaciones climáticas. De hecho, es precisamente en estos ecosistemas donde más prematuramente se puede detectar los efectos que el actual cambio climático está provocando en nuestro planeta. En general, los diferentes organismos deben escapar o adaptarse a las condiciones ambientales cambiantes. Por ejemplo, existen evidencias de que ciertas especies de aves alpinas han cambiado su rango de distribución hacia altitudes más altas, para escapar al aumento de las temperaturas (Virkkala & Lehikoinen, 2017; Freeman et al., 2018; Scridel et al., 2018), con la amenaza futura de que muchas especies puedan pronto llegar a su inminente extinción; la problemática actual de que las especies de aves de montaña están en una ‘escalera mecánica camino de la extinción’ ha sido recientemente evidenciado por Urban (2018). Las plantas, por supuesto, tienen más dificultades para migrar que los animales. Sin embargo, se han encontrado cambios ascendentes en

la distribución de ciertas especies de plantas (Bjørnsen et al., 2012, ICIMOD 2009). Por encima de la línea de árboles, la riqueza topográfica de las montañas proporciona un mosaico de temperaturas de microhábitat a cortas distancias, con condiciones que varían más que el cambio de temperatura previsto por el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC). Esto proporciona espacio para “refugios climáticos”, y los organismos de ambientes alpinos no siempre necesitan migrar muy lejos para encontrar un nuevo hábitat adecuado. Sin embargo, el aumento global de la temperatura está reduciendo la cantidad de estos microhábitats, produciéndose un efecto de hacinamiento y una mayor competencia entre algunas especies. Esto está teniendo un importante efecto tanto la diversidad de especies vegetales como en la diversidad animal en los ambientes alpinos.

Mientras que los glaciares de montaña se están derritiendo actualmente a un ritmo sin precedentes, las plantas y animales alpinos están luchando por sobrevivir en áreas cada vez más reducidas. Comprender cómo el cambio climático afecta a las montañas es vital para que los gobiernos y las organizaciones internacionales puedan desarrollar estrategias para revertir las tendencias actuales del calentamiento global. La conservación de especies vulnerables debe basarse en una buena comprensión del funcionamiento espacio-temporal de las poblaciones de animales y plantas. De hecho, las decisiones de gestión desafortunadas a menudo se han asociado a informaciones científico-técnicas limitadas o a un conocimiento insuficiente. Esto es particularmente el caso cuando se maneja la vida silvestre en lugares remotos, como es el caso de los ambientes alpinos, donde los estudios científicos extensos son difíciles. Debido a la imposibilidad de preservar todas las áreas y especies naturales, los planes de conservación a menudo se centran en sitios de alta prioridad, como los puntos críticos de biodiversidad (Myers et al., 2000, Neel, 2008). Alternativamente, las especies focales (por ejemplo, especies paraguas y / o emblemáticas; sensu Simberloff, 1998) se han utilizado ampliamente como una forma eficiente de obtener apoyo público y obtener financiación, y en última instancia para tomar decisiones más amplias relacionadas con la conservación (Raphael y Molina, 2007). Este último es el caso del gorrión alpino (*Montifringilla nivalis*), ave paseriforme que es catalogada entre las especies más emblemática de los ecosistemas alpinos. El gorrión alpino se reproduce en hábitats alpinos que incluyen terrenos rocosos y áridos con prados alpinos, rodeados de grietas rocosas e infraestructuras construidas por humanos, que se utilizan como sitios de anidación. La temporada de reproducción ocurre desde mediados de mayo hasta finales de julio o principios de agosto, y una vez que los polluelos salen del nido, los grupos familiares se reúnen en grandes bandadas (Delgado et al., 2021) y ascienden por encima de las zonas de cría hasta los glaciares, probablemente en busca de recursos alimenticios (invertebrados, semillas) hasta el otoño, cuando bajan nuevamente (Cramp & Perrins, 1994). En Europa, la especie se ha considerado tradicionalmente como residente, con algunos movimientos altitudinales de invernada que dependen de la severidad del clima. Sin embargo, existen evidencias de que el gorrión alpino puede adoptar

estrategias migratorias y / o nomádicas, pero la magnitud y frecuencia de este fenómeno sigue sin estar clara (Resano-Mayor et al., 2017). El gorrión alpino presenta una distribución parcheada, distribuyéndose por los macizos montañosos más altos de toda Europa y de Asia, como la Cordillera Cantábrica, los Pirineos, los Alpes, los Balcanes, los Cárpatos, el Cáucaso y el Himalaya (Cramp & Perrins, 1994). Existen varias subespecies de gorriones alpinos, de las cuales *M. nivalis nivalis* es la que cría en Europa, ocupando las cadenas montañosas del sur del continente.

Al igual que muchas especies de ambientes alpinos, el gorrión alpino está potencialmente amenazado por la pérdida de hábitat debido al calentamiento global (Brambilla et al., 2017; Brambilla et al., 2019). Se han observado disminuciones recientes de sus poblaciones (Issa und Muller 2015; Kilzer et al., 2011). Esto se debe en gran parte a su dependencia a la presencia de nieve, ya que la cobertura de la misma afecta a la mayoría de los aspectos de su ciclo de vida. En los Alpes europeos, los gorriones alpinos seleccionan sitios de nidificación en áreas con cobertura de nieve intermedia a alta, en correspondencia con la fecha de eclosión (Niffenegger et al., 2023), lo que se ha demostrado que ofrece condiciones óptimas de forrajeo durante el periodo de reproducción (Brambilla et al., 2017). En Suiza, dos tercios de las crías de gorrión alpino eclosionan durante el periodo de deshielo, y la incapacidad para ajustar la fecha de eclosión a un deshielo cada vez más temprano como consecuencia del cambio climático es una de las posibles razones del declive de la especie (Schano et al., 2021). De hecho, los gorriones alpinos utilizan tres hábitats principales de forrajeo durante la fase crítica de cría de polluelos (Brambilla et al., 2017, 2018): pastizales alpinos de baja altura, campos de nieve y márgenes de parches de nieve (especialmente los márgenes de deshielo entre nieve y pastizales). La ecología del gorrión alpino está, por tanto, íntimamente relacionada con la presencia de nieve (Bettega et al., 2020), también fuera de la temporada de cría, cuando las precipitaciones invernales parecen influir tanto en los movimientos estacionales (Resano-Mayor et al, 2020) como en el comportamiento gregario (Delgado et al. 2021) de la especie.

En lo que refiere a las poblaciones de gorriones alpinos en España, hay que resaltar que, en los últimos años, se está observando una disminución en el número de efectivos (Delgado et al. 2024). Su estricta dependencia de los hábitats alpinos y subalpinos no sólo lo sitúa en un ambiente particularmente sensible, sino que en España, además, le deja sin escapatoria: sólo puede ascender hacia las cumbres buscando nuevas condiciones climáticas favorables, y en España el margen de maniobra es muy estrecho, ya que en época de reproducción suele encontrarse por encima de 1 800 metros de altitud y el “techo” pirenaico (su distribución ibérica comprende esta cordillera y la Cantábrica) llega sólo hasta 3 404 metros en el Aneto (en Asturias se queda a 2 648). En muchas ocasiones, las causas de declive de una población no subyacen a las condiciones locales, sino que se originan en escalas más amplias, es decir, de ámbito biogeográfico. Aunque se han observado disminuciones recientes de las poblaciones de gorrión alpino (Issa und Muller 2015;

Kilzer et al., 2011), dada su amplia distribución, la especie está actualmente clasificada como de “Preocupación Menor” en la última Lista Roja de aves europeas. Sin embargo, todavía se sabe muy poco acerca de sus requisitos ecológicos y esencialmente nada sobre su demografía para poder evaluar de manera sólida su vulnerabilidad (Bauer et al., 2005). El estudio en detalle de la población reproductora se ve obstaculizado por las difíciles condiciones del entorno en el que vive la especie, por lo que la calidad de los datos para la estimación de tendencias poblacionales es desconocida o pobre en más del 90% de los países europeos (BirdLife 2004), incluyendo la Península Ibérica, donde no existe información consistente sobre tendencias poblacionales. Como consecuencia, no podemos predecir cómo reaccionará esta especie ante el cambio global y cuál sería una medida de gestión eficiente para su conservación.

En el año 2024 realizamos un censo a nivel nacional con el objetivo de evaluar el estado poblacional del gorrión alpino en la Cordillera Cantábrica y en los Pirineos (Delgado et al., 2024), creando una metodología ajustada a la especie para así tener una base para comparar estos resultados con datos de futuros censos y empezar a tener un mejor conocimiento sobre la tendencia poblacional de la especie en España. Con estos resultados, pretendíamos reevaluar el estado de conservación de esta especie tan particular de la que poco se conoce, así como determinar en un futuro si la red actual de espacios naturales de los sistemas de alta montaña en España es idónea para albergar y proteger poblaciones de gorrión alpino en su distribución más occidental. En el presente resumen, se detallan exclusivamente los resultados obtenidos en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP).

2. Métodos

En el PNOMP, el trabajo de campo se realizó durante el período reproductor de 2024, desde el 17 al 22 de junio. A la hora de planificar los recorridos, se buscaron senderos o caminos en montaña posibles de realizar a pie, que transcurriesen siempre por zonas favorables para el gorrión alpino, tanto zonas de potencial nidificación (paredes verticales con oquedades para los nidos) como de alimentación (praderas a los pies de estas paredes).

El diseño de los recorridos se basó en los mapas de favorabilidad (Delgado et al., 2024), seleccionando aquellos recorridos que discurriesen por el mayor número posible de cuadrículas 1x1 km² de alta favorabilidad, adecuando estos recorridos a las posibilidades del terreno. En las aproximaciones a estas cuadrículas se transitó, y fueron censadas, cuadrículas de menor favorabilidad. Los recorridos se situaron siempre por encima de los 2.000 m en el PNOMP, y fueron realizados en grupos de dos-tres observadores expertos a

pie a un ritmo pausado (velocidad media = 1Km/h), observando con detenimiento en todo momento para localizar a las aves a simple vista, con prismáticos o a través del canto.

Los conteos se iniciaron al menos 30 minutos después del amanecer, finalizando a las 12:30 hora local. Dentro de este horario, se registraron todos los gorriónes alpinos perfectamente identificados sin duda alguna, a través de la aplicación Epicollect5. Cualquier gorrión alpino registrado a partir de esa hora quedó como “Fuera de hora”. Además, pasado este horario y dentro del censo, se realizaron puntos de espera en zonas potenciales para la nidificación, para obtener información adicional sobre la porción reproductora de la población. Para cada entrada se registraron los siguientes campos: (a) Nombre de la ruta; (b) Tramo: Censo, Fuera de horario o Espera; (c) Fecha; (d) Hora; (e) Número de individuos; (f) Banda a la que el ave fue observada respecto a la posición del observador (0-25m, 25-50m, >50m); (g) Coordenadas; (h) Observaciones (cuando correspondió). Todos los recorridos fueron registrados con GPS y guardados como archivos para su posterior análisis. Además, al menos un par de fotografías de las zonas interesantes para el gorrión fueron tomadas dentro de los recorridos realizados.

Los censos se realizaron en días con ausencia de precipitación, niebla permanente o situaciones adversas que pudieran condicionar los mismos.

3. Resultados

Se realizaron un total de siete transectos (Fig. 1), prospeccionando las Zucas, Cuello Gordo y Faja de las Flores (17-18 junio de 2024), Castillo Mayor y Los Miradores (19-20 de junio de 2024), y las Tres Marías y Punta Alta de las Blancas (zona limítrofe al PNOMP; 20-22 de junio de 2024). Cabe mencionar que zonas como la Brecha de Rolando y el Balcón de Pineta no pudieron ser prospeccionadas debido a las peligrosas condiciones de nieve en el año 2024.



En todos los transectos, excepto en la zona de Los Miradores y Castillo Mayor, la especie estuvo presente. Sin embargo, el número de individuos observados fue, en todos los casos, muy reducido. En Cuello Gordo se observaron tres individuos, en las Fajas de las Flores 5 individuos, y en las Zucas 3 individuos. Punta Alta de las Blancas resultó la zona en la que se observó un mayor número de individuos, con un mínimo conservativo de 6.

4. Discusión

El estudio desarrollado sobre el gorrión alpino en el PNOMP muestra que, aunque existen áreas con condiciones favorables determinadas por factores como altitud, cobertura caliza, precipitación y vegetación, la probabilidad real de detectar la especie es baja y su abundancia es escasa. Los resultados del censo reflejan una alta variabilidad espacial y una detectabilidad muy limitada, lo que sugiere que su presencia está restringida por factores locales. Es decir, aunque el hábitat parezca adecuado, otros elementos, posiblemente ecológicos o históricos, influyen en la ocupación efectiva del territorio del PNOMP por parte del gorrión alpino.

Las características del hábitat alpino y su relación con la presencia de nieve son claves en la ecología del gorrión alpino, tanto en la reproducción como en su comportamiento invernal. Estas aves se enfrentan a condiciones extremas en zonas de alta montaña y están particularmente expuestas al impacto del cambio climático, como la reducción de la cobertura nival. La fragmentación y pérdida de hábitats adecuados podrían tener efectos negativos considerables. En este contexto, estimaciones anteriores de densidad local en el PNOMP constatan valores de 0,38 aves/10 Ha en la Brecha de Rolando (valle de Ordesa; Antor, 2002) y, en global, entre 150 y 250 parejas en el PNOMP (Woutersen y Grasa, 2002). Aunque estas cifras proceden de fuentes con metodologías distintas, nuestros censos más recientes confirman, en cualquier caso, un claro declive poblacional que apunta a una regresión altamente preocupante.

Es importante resaltar el hecho de que los censos realizados en el PNOMP fueron parte de un censo a nivel nacional. Por tanto, no se pudieron explorar todas las zonas que se necesitarían haber prospectado si el objetivo hubiera sido censar exclusivamente el PNOMP. Somos conscientes de que muchas zonas podrían albergar un mayor número de parejas que el aquí reportado. Zonas como la Brecha de Rolando o el Balcón de Pineta no pudieron ser prospectadas debido a las peligrosas condiciones de nieve en el 2024. Además, otras zonas como aquellas que rodean el ibón de Marmorés deberían ser incluidas en futuros censos.

En términos de conservación, la especie ha sido recientemente catalogada como “Casi Amenazada” en España debido a una posible reducción en su área de ocupación. La falta de datos consistentes sobre la evolución poblacional y los desafíos metodológicos para censar a esta ave complican la evaluación precisa de su estado. No obstante, evidencias recientes y estudios locales subrayan la necesidad urgente de establecer programas de monitoreo específicos, estandarizados y de largo plazo. Estos permitirían obtener datos fiables sobre abundancia y distribución del gorrión alpino en el PNOMP, evaluar con mayor precisión las amenazas y diseñar estrategias efectivas para evitar una mayor regresión de esta especie vulnerable.

5. Agradecimientos

Muchas personas han hecho posible este trabajo. Anna Planella, Cesc Capdevila, Miguel de Gabriel, Bernat Espluga, Enrique González, Blanca Pérez, Isabel Roa, Julio Roldán, Job Roig, Máximo Sánchez y Toni Vicedo realizaron la recogida de datos. En el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, tuvimos, además, la gran ayuda por parte del equipo Sarga (Pilar Jimeno, Ana Trujillano, Fernando Carmena y Juan Carlos Albero), siempre gracias a la ayuda de Ignacio Gómez. Bárbara Reguera nos brindó la oportunidad de pasar alguna tarde más que entretenida con QGIS, y Teresa Morán nos prestó ayuda “logística” con los análisis estadísticos. Por supuesto, este trabajo no habría sido posible sin la ayuda de las Comunidades Autónomas. Nuestro especial agradecimiento a Martí Franch (Generalitat de Catalunya) y a David Guzmán (como representante del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido). Gracias a Alba Estrada por su participación en la construcción de los modelos de favorabilidad. Por último, agradecer enormemente a SEO BirdLife, con especial cariño por su apoyo y dedicación a Juan Carlos del Moral, y también por acompañarnos en alguna aventura en las montañas a Blas Molina, Carmen Astudillo, Virginia Escandell y Santiago Delgado.

6. Bibliografía

- ANTOR, R. (2002), *Ecología de las comunidades de paseriformes alpinos en el Pirineo*. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón.
- BETTEGA, C., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, Á., RAMÓN OBESO, J., DELGADO, M.D.M. (2020), «Circannual variation in habitat use of the White-winged Snowfinch *Montifringilla nivalis nivalis*». *Ibis* 162:1251-1261.

- BIRDLIFE, INTERNATIONAL (2004), *Birds in Europe. population estimates, trends and conservation status*. Cambridge UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series N.º 12).
- BJÖRNSEN GURUNG, A., VON DACH, S.W., PRICE, M.F., ASPINALL, R., BALSIGER, J., BARON, J.S., SHARMA, E., GREENWOOD, G., KOHLER, T. (2012), «Global Change and the World's Mountains- Research Needs and Emerging Themes for Sustainable Development - A Synthesis from the 2010 Perth II Conference». *Mountain Research and Development*, 32: S47-S54.
- BRAMBILLA, M., CORTESI, M., CAPELLI, F., CHAMBERLAIN, D., PEDRINI, P., RUBOLINI, D. (2017), «Foraging habitat selection by Alpine White-winged Snowfinches *Montifringilla nivalis* during the nestling rearing period». *Journal of Ornithology* 158: 277-286.
- BRAMBILLA, M., RESANO-MAYOR, J., SCRIDEL, D., ANDERLE, M., BOGLIANI, G., BRAUNISCH, V., CAPELLI, F., et al. (2018), «Past and future impact of climate change on foraging habitat suitability in a high-alpine bird species: Management options to buffer against global warming effects». *Biological Conservation* 221.
- BRAMBILLA M., CAPELLI F., ANDERLE M., FORTI A., BAZZANELLA M., MASERIO G., BOGLIANI G., PARTEL P., PEDRINI P., PEDROTTI L., & SCRIDEL D. (2019), «Landscape-associated differences in fine-scale habitat selection modulate the potential impact of climate change on White-winged Snowfinch *Montifringilla nivalis*». *Bird Study*, DOI: 10.1080/00063657.2018.1561646.
- CRAMP, S. & PERRINS, C.M. (1994), «Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa, Vol VI». *The birds of the Western Palearctic*. Oxford: Oxford University Press. 736 p.
- DELGADO M.M., ARLETTAZ R., BETTEGA C., BRAMBILLA M., DE GABRIEL HERNANDO M., ESPAÑA A., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ A., et al. (2021), *Spatio-temporal variation in the wintering associations of an alpine bird*. *Proc R Soc Lond B* 288(1951):20210690.
- FREEMAN, B.G., SCHOLER, M.N., RUIZ-GUTIÉRREZ, V., FITZPATRICK, J.W. (2018), «Climate change causes upslope shifts and mountaintop extirpations in a tropical bird community». *PNAS* 115, 11982-11987.
- ICIMOD (2009), *Mountain Biodiversity and Climate Change*. ICIMOD, Kathmandu, Nepal. 54 p.
- IPCC (2024), *Climate change 2007-the physical science basis: Working group I contribution to the fourth assessment report of the IPCC*. Cambridge University Press.
- ISSA, N.; MULLER, Y. (2015), *Atlas des oiseaux de France métropolitaine. Nidification et présence hivernale*. París: Delachaux et Niestlé.
- KILZER, R.; WILLI, G.; KILZER, G. (2011), *Atlas der Brutvögel Vorarlbergs*. Hohenems: Bucher.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., DA FONSECA, G.A.B. & KENT, J. (2000), «Biodiversity hotspots for conservation priorities». *Nature* 403, 853–858.
- NEEL, C.M. (2008), «Conservation Planning and Genetic Diversity». En: *Conservation Biology - Evolution in Action*. Carrol, S.P. & Fox, C.W. (eds.). Oxford University Press, Oxford.

- NIFFENEGGER, C. A., SCHANO, C., ARLETTAZ, R. AND KORNER-NIEVERGELT, F. (2023), «Nest orientation and proximity to snow patches are important for nest site selection of a cavity breeder at high elevation». *Journal of Avian Biology*: e03046.
- RAPHAEL, M.G. & MOLINA, R. (2007), *Conservation of rare or little-known species biological, social, and economic considerations*. Island Press, Washington.
- RESANO-MAYOR, J., FERNÁNDEZ-MARTIN, A., HERNANDEZ-GOMEZ, S., TORANZO, I., ESPAÑA, A., GIL, J.A., DE GABRIEL, M., ROA-ÁLVAREZ, I. STRINELLA, E. HOBSON, K.A. HECKEL, G. & ARLETTAZ, R. (2016), «Integrating genetic and stable isotope analyses to infer the population structure of the White-winged Snowfinch *Montifringilla nivalis* in Western Europe». *Journal of Ornithology* 158: 395-405.
- SCHANO, C., NIFFENEGGER, C., JONAS, T. y KORNER-NIEVERGELT, F. (2021), «Hatching phenology is lagging behind an advancing snowmelt pattern in a high-alpine bird». *Scientific Reports* <<https://doi.org/10.1038/s41598-021-01497-8>>.
- SCRIDEL et al. (2018), «A review and meta-analysis of the effects of climate change on Holarctic mountain and upland bird populations». *Ibis* 160: 489-515.
- SIMBERLOFF, D. (1998), «Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passé in the landscape era?». *Biological Conservation* 83, 247-257.
- URBAN, M.C. (2018), «Escalator to extinction». *PNAS* 115: 11871-11873.
- VIRKKALA, R. & LEHIKONEN, A. (2017), «Birds on the move in the face of climate change: High species turnover in northern Europe». *Ecology and Evolution* 7, 8201-8209.
- WOUTERSEN, K. & GRASA, M. (2002), *Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Atlas de las Aves. Gorrión alpino (Montifringilla nivalis)*: 169-170 pp. Kees Woutersen publicaciones. Huesca.

7. Control de fauna piscícola exótica en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido



**Fernando Carmena Flores, Beatriz García Prieto, Nacho Gómez Pellicer,
Pilar Jimeno Brabo, Ana Trujillano Dorado, Javier Otero Puertas,
María Jarne Bretones y Ramón Antor Castellarnau**

Equipo de Seguimiento en el PNOMP, Sociedad Aragonesa de Gestión Agroambiental, S.A. (SARGA)

1. Introducción

Las especies exóticas invasoras (EEI) suponen en la actualidad uno de los principales motores que provocan daños en las especies nativas, pérdida de biodiversidad y cambios en los ecosistemas (Lodge, 1993; Simberloff et al., 2013; IPBES, 2019).

Los principales efectos negativos sobre las especies nativas se producen por predación, competencia por el alimento o el hábitat e hibridación, que modifica la genética nativa. Además, pueden generar alteraciones en el hábitat que afectan negativamente a las especies autóctonas y actuar como vectores de introducción y propagación de enfermedades (Ottinger y Geiselman, 2023).

Las EEI están entre las cinco principales causas directas de pérdida de biodiversidad a nivel mundial. Su impacto se percibe en todos los continentes: ocupan el quinto lugar en Europa y el tercero en América. Afectan a todos los tipos de ecosistemas, alcanzando a nivel global la quinta posición en este triste podio, aunque la magnitud de sus efectos varía según el ecosistema sobre el que se ponga el foco. Por ejemplo, representan la tercera causa de extinción de especies en ecosistemas terrestres y la cuarta en ecosistemas acuáticos de agua dulce (Jaureguiberry et al., 2022).

Todo ello se traduce, lógicamente, en efectos negativos sobre los ecosistemas y los servicios que prestan, conocidos como servicios ecosistémicos, fundamentales para el bienestar humano. Entre ellos se encuentran el mantenimiento de la calidad del aire, la fertilidad del suelo, la obtención de alimento, el cuidado de la salud o el disfrute del ocio (Pejchar y Mooney, 2009).

Las aguas continentales son especialmente vulnerables a las EEI, debido a su intenso uso, su elevada conectividad y su capacidad para facilitar la dispersión biológica (Havel et al., 2015; Johnson et al., 2008; McKinney, 2001).

Actualmente, en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) se encuentran presentes dos especies de peces introducidas de forma intencionada, que afectan negativamente a ciertas especies autóctonas y deterioran los hábitats naturales que ocupan.

La trucha de fuente o salvelino (*Salvelinus fontinalis*) es una especie de salmónido originario de América del Norte que fue introducida en el Parque Nacional a finales de la década de 1960 con el objetivo de fomentar la pesca deportiva. Actualmente, está incluida en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto).

En la actualidad, su presencia se limita al humedal de As Fuens, donde es necesario abordar su erradicación conforme a lo establecido en el Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG) del Parque Nacional, que contempla expresamente el control y erradicación de las especies exóticas invasoras presentes en su territorio.

Por otro lado, el tramo alto del río Arazas, comprendido entre las Gradas de Soaso y la cascada de la Cola de Caballo, está ocupado por una población de trucha común (*Salmo trutta*), resultado también de introducciones realizadas en las últimas décadas del siglo XX. Al menos una parte de estas introducciones se llevaron a cabo con genotipos exóticos de trucha procedentes de poblaciones atlánticas centroeuropeas, lo que ha provocado hibridaciones con las poblaciones nativas de genotipo mediterráneo residentes aguas abajo de las Gradas de Soaso. Estas hibridaciones, cuantificadas en un 30% (Almodóvar et al., 2009; Clavero y Mitjana, 2011; Ginés, 2006;), han comprometido sus linajes genéticos, provocando la pérdida de características singulares de las poblaciones autóctonas adaptadas a las condiciones locales.

Uno de los objetivos de este trabajo es erradicar la población de trucha en el tramo alto del río Arazas, en el Soaso de Ordesa, tramo donde no existían peces de forma natural. Con esta medida se pretende favorecer la recuperación y conservación del hábitat de rana pirenaica (*Rana pyrenaica*) en el valle de Ordesa, donde esta especie atraviesa una delicada situación debido a su desaparición en gran parte de las localidades históricas que ocupaba (Antor et al., 2024).

Los impactos negativos de la introducción de peces en ecosistemas acuáticos son variados y han sido ampliamente documentados en la literatura científica (Kitano, 2004; Knapp et al., 2001; Cucherousset y Olden, 2011; García-Berthou et al., 2015; Tiberti et al., 2014; Ventura et al., 2016). En España, su mayor impacto se produce sobre las poblaciones de anfibios, tanto anuros como urodelos (Bosch et al., 2006; Bosch y Fernández-Beaskoetxea, 2014; Braña et al., 1996), a los que acaba desplazando de sus hábitats. Además, alteran y desestructuran las comunidades de macroinvertebrados acuáticos, pudiendo causar la desaparición de algunas especies (Granados et al., 2006; Tiberti et al., 2014).

2. Área de actuación y metodología

Tanto los trabajos de eliminación de salvelino como los de trucha común se realizan mediante técnicas de pesca eléctrica, con la ayuda de equipos portátiles ligeros de tipo “mariposa”. El equipo de trabajo está compuesto por entre cinco y diez personas, dependiendo de cada actividad. En el caso de eliminación del salvelino, no es necesario tanto personal como para el descaste de truchas. Adicionalmente, en el tramo del Soaso se instalan dos redes de agalla en cada una de las dos grandes pozas o badinas.

El humedal de As Fuens presenta una longitud de unos 400 metros lineales y una anchura variable entre 3 y 12 metros. Su profundidad media se sitúa en unos 20 cm a finales del estío. En la morfología del cauce abundan tramos de rápidos que alternan con tablas, no existiendo pozas significativas. Predominan los sustratos duros, formados por piedras y cantos rodados; sin embargo, se producen importantes acumulaciones de detritus vegetales (ramas y hojas) así como el desarrollo de abundante musgo.

Respecto a la pesca eléctrica en el humedal As Fuens, se realizan anualmente cuatro pasadas sucesivas a lo largo de todo el cauce, durante el periodo de máximo estiaje y antes de que los salvelinos comiencen su periodo de reproducción (entre finales de agosto y principios de octubre). El avance debe ser lento y procurando cubrir toda la superficie para que no se escape ningún individuo. Los ejemplares de salvelino capturados son medidos (longitud furcal), pesados y sacrificados. En el caso de capturar alguna trucha, también se mide y pesa, pero posteriormente se libera en algún punto del cauce del cercano río Arazas.

El tramo del río Arazas a su paso por el Soaso, presenta una longitud de unos 1500 m, discurre por el valle sin apenas pendiente y un caudal exiguo en esa época del año, alcanzando una anchura máxima de 14 m y mínima de 1,6 m. En el cauce predominan ampliamente los rápidos sobre las pozas, existiendo también alguna zona de tablas.

En este tramo, las truchas se capturan con la misma técnica de pesca eléctrica. Los ejemplares capturados se mantienen en viveras o nasas sumergidas en el río y se

transportan en el menor tiempo posible en depósitos de agua portátiles anti-incendios hasta el área de suelta, situada aguas abajo de las Gradas de Soaso. Una vez pesados y medidos, los ejemplares son liberados en el cauce del río Arazas, en la parte baja del paraje de las Gradas de Soaso, en un tramo donde una barrera física natural (cascada) impide su remonte, evitando así la recolonización aguas arriba. Estos trabajos se realizan también en el periodo de máximo estiaje (septiembre-octubre).



Imagen 1. Realizando las pescas con el equipo portátil tipo mariposa en el Soaso de Ordesa.

Adicionalmente, en las dos grandes badinas situadas al final del Soaso, la pesca se realiza mediante redes de agalla. Estas redes tienen unos seis metros de longitud y un metro de profundidad. Cada metro de longitud presenta un diámetro distinto de luz de malla, lo que permite capturar truchas de distintos tamaños. Las redes se disponen bien estiradas, en el sentido de la corriente y ubicadas en los márgenes de la badina, ligeramente apartadas de la corriente principal. Unos pequeños plomos situados en la base permiten que las redes queden bien estiradas hacia el fondo de la badina, mientras que los extremos se fijan mediante piquetas y cuerdas entre las rocas. Se debe conseguir que las redes no sobresalgan de la lámina de agua, para evitar enganches accidentales de aves u otros organismos. Las redes deben ser revisadas al menos una vez al día.



Imagen 2. Revisión de las redes de agalla en el Soaso de Ordesa.

3. Resultados preliminares y discusión

3.1. Salvelino en As Fuens

En 2024 se llevó a cabo la octava campaña de erradicación de salvelino en el humedal de As Fuens, con un total de 36 muestreos realizados hasta la fecha. En el primer año de actuación, 2017, se capturaron 277 ejemplares. Con esos datos se establecieron los grupos de edad en función de la longitud furcal (Tabla 1). Esta relación varía según la localidad, ya que la tasa de crecimiento depende de las condiciones ambientales específicas de cada lugar, especialmente de la temperatura del agua y la disponibilidad de alimento.

Tabla 1. Edad de los ejemplares de salvelino en función de la longitud furcal.

Clase de edad	Tamaño <i>Salvelinus fontinalis</i>
0+	De 0 a 8 cm
1+	De 8 a 16 cm
2+	De 16 a 24 cm
3+	Más de 24 cm

Por otro lado, se estimó el tamaño de la población (N) y las probabilidades de capturar por clases de edad (p), mediante la aplicación de fórmulas de Zippin (1956), basado en la retirada sucesiva de ejemplares sin devolución y las soluciones posteriores de Seber y Le Cren (1967). Para la población del año 2017, el resultado fue $N = 374 \pm 82$ individuos.

En el periodo de actuación, se ha conseguido eliminar un total de 546 salvelinos (Tabla 2 y Gráfico 1). En los 3 primeros años se capturaron el 88 % de los ejemplares totales, si bien siempre se escapa un pequeño número de individuos que logra reproducirse.

Tabla 2. Capturas de salvelino en As Fuens en el periodo 2017-2024.

Edad	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
0+	143	8	20	5	4	0	3	6
1+	92	158	8	7	18	3	0	7
2+	42	7	4	1	5	2	1	1
3+	0	0	1	0	0	0	0	0
TOTAL	277	173	33	13	27	5	4	14

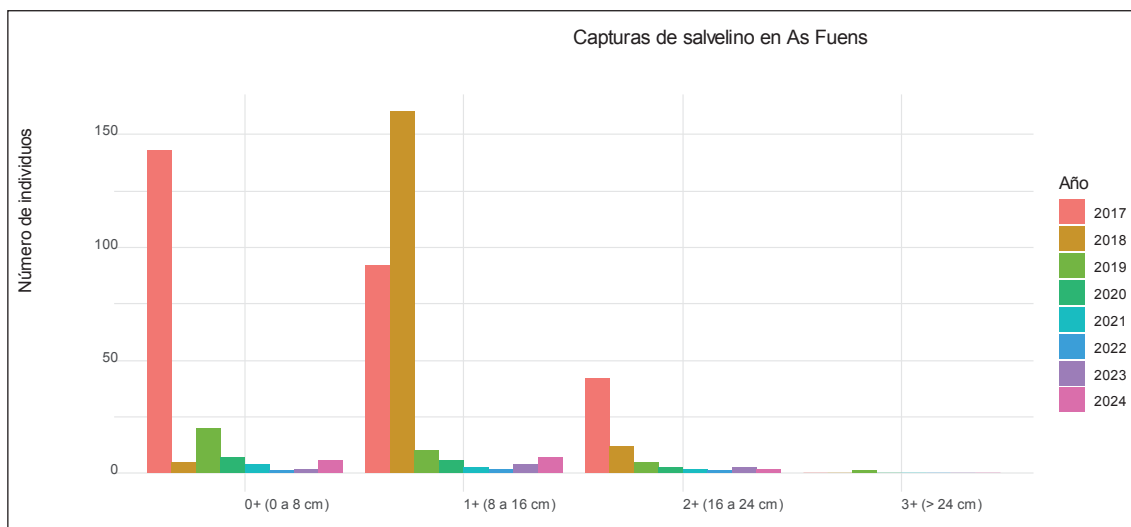


Gráfico 1. Distribución de las capturas de salvelino por clases de edad y año.

Respecto a las truchas, las capturas ascienden a 896 ejemplares en total, repartidas por edades según se muestra en la Tabla 3. El último año ha destacado por el alto número de ejemplares capturados, en especial de las clases de edad correspondiente al primer y tercer año de vida, siendo superior al encontrado durante los primeros años de seguimiento.

Tabla 3. Capturas de trucha en As Fuens en el periodo 2017-2024.

Edad	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
0+	44	66	80	37	43	12	13	125
1+	90	65	20	33	50	26	7	66
2+	3	26	11	43	7	10	6	10
3+	0	1	0	0	1	0	0	1
TOTAL	137	158	111	113	101	48	26	202

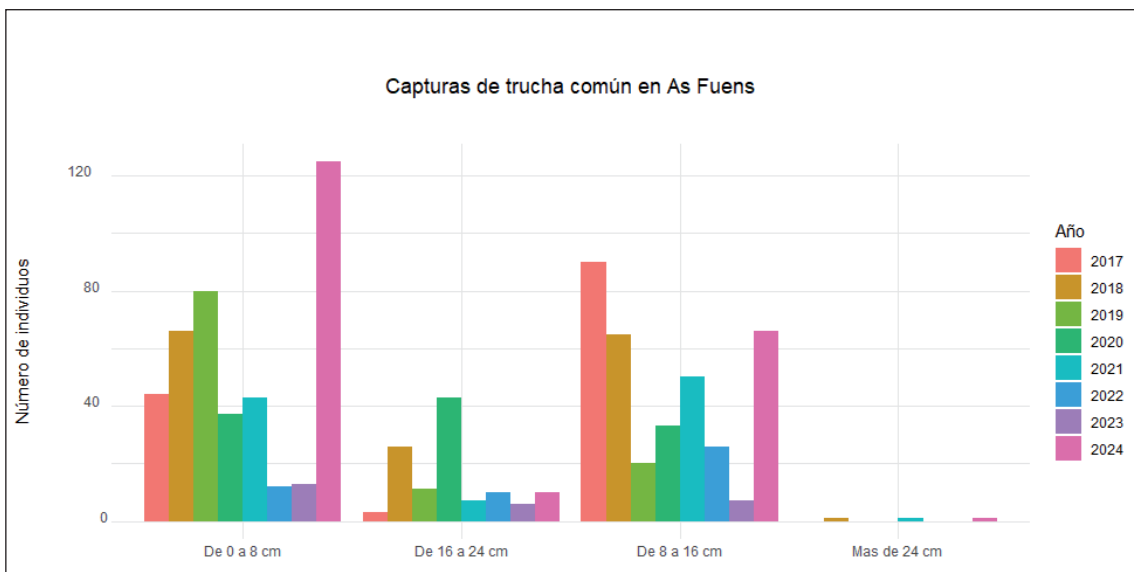


Gráfico 2. Distribución de las capturas de trucha en As Fuens por clases de edad y año.



Imagen 3. Ejemplar de salvelino capturado durante los primeros años de actuación.

3.2. Trucha común en el Soaso de Ordesa

El tramo del río Arazas a su paso por el circo del Soaso de Ordesa se comenzó a muestrear en 2018. Desde entonces, un total de 2428 ejemplares de trucha común han sido traslocados al tramo situado bajo el sistema de cascadas conocido como las Gradas de Soaso. El Gráfico 3 muestra la distribución de las capturas a lo largo de los años.

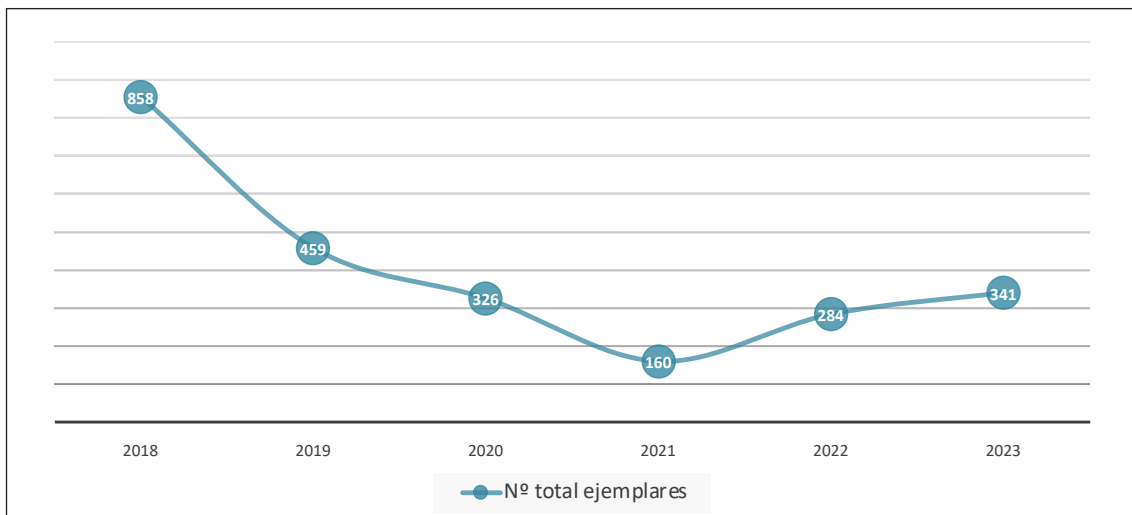


Gráfico 3. Distribución de las capturas de trucha en el Soaso a lo largo de los años.

Durante las primeras cuatro temporadas, las capturas fueron numerosas, aunque disminuyeron cada año. Sin embargo, en 2022 se produjo un aumento significativo que se mantuvo durante la siguiente campaña.

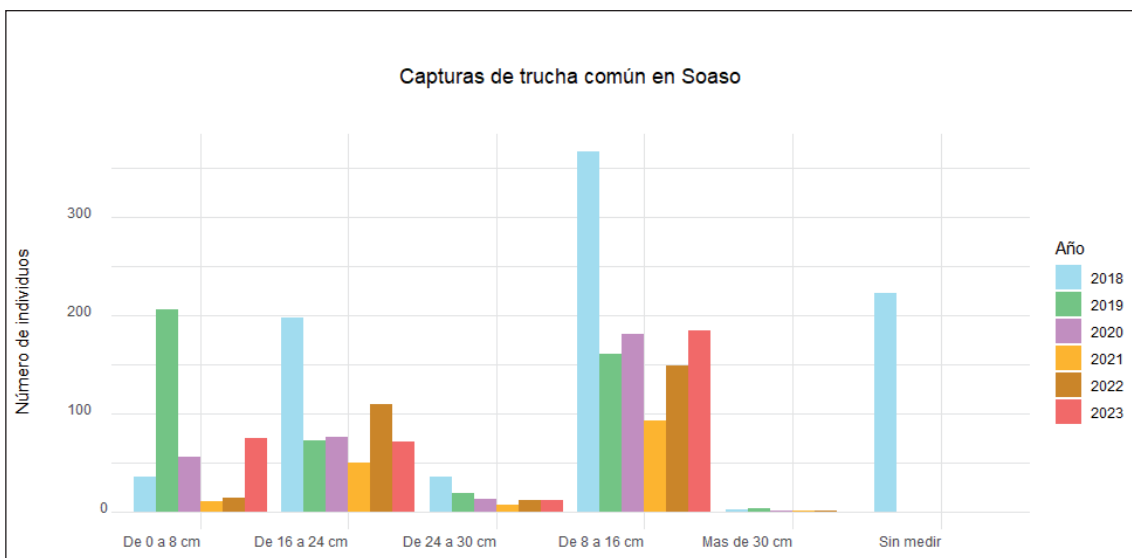


Gráfico 4. Distribución de las capturas de trucha en Soaso agrupadas por clases de edad y año.

En 2024 no se pudo realizar la pesca eléctrica habitual a consecuencia de las fuertes lluvias registradas al final de verano, que aumentaron mucho los caudales circulantes por el río Arazas. No obstante, se logró llevar a cabo una experiencia piloto que consistió en la instalación de redes de agalla en dos badinas profundas, donde se sospechaba que quedaba refugiada una parte de los ejemplares más grandes de la población reproductora de trucha, que muestra querencia por este tipo de microhábitats.

Tras una única noche de instalación, se lograron capturar un total de 34 ejemplares mediante el uso de redes. Como era de esperar, los individuos presentaron tallas significativamente elevadas (Gráfico 5).

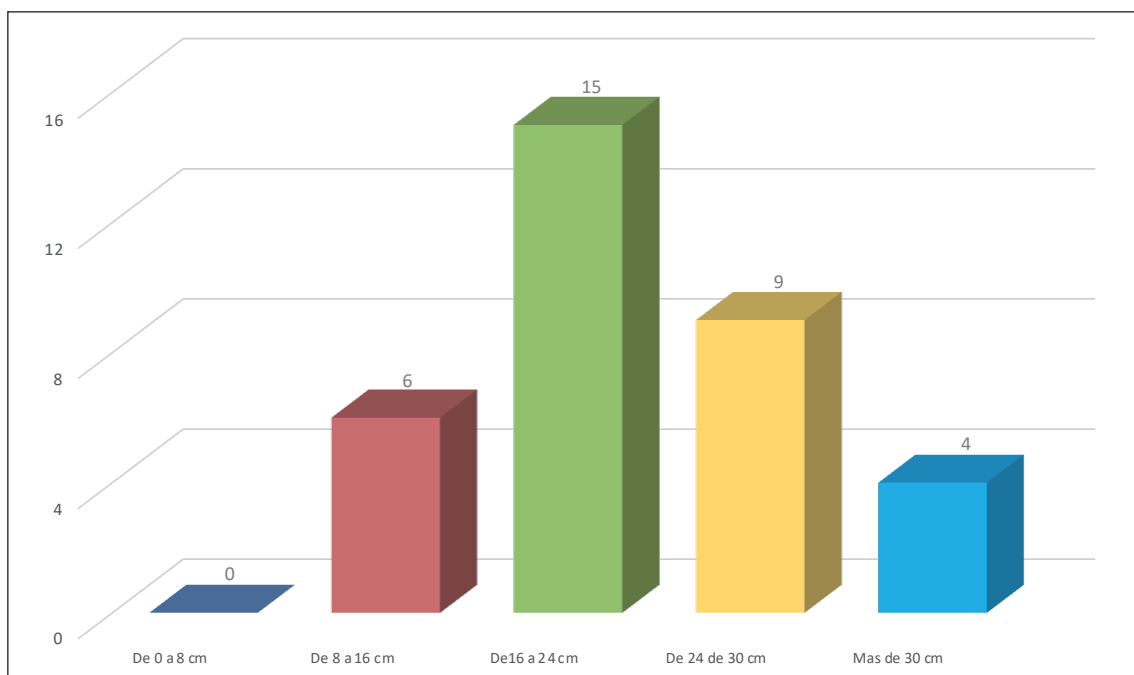


Gráfico 5. Resultados de las capturas de trucha realizadas con redes de agalla.

4. Conclusiones

El número de capturas de salvelino se ha mantenido muy bajo en los últimos años, concentrándose mayoritariamente en individuos de edades 0+ ó 1+. Sin embargo, se confirma que todos los años se escapa de las pescas algún individuo reproductor, que logra reproducirse y permitir un mínimo reclutamiento anual de juveniles.

Existe un tramo del humedal de As Fuens que presenta un fondo muy pedregoso con abundantes huecos entre las rocas, donde pueden esconderse y/o quedar atrapados algunos ejemplares. Esto refuerza la necesidad de seguir incidiendo en las acciones de control unos años más para lograr una erradicación efectiva de la especie en el humedal.

Un hecho destacable fue la detección, en 2023, de una larva de tritón pirenaico (*Calotriton asper*) en As fuens, confirmándose por primera vez la reproducción de la especie en este humedal.

En el tramo alto del río Arazas, las acciones desarrolladas desde 2018, han permitido retirar un total de 2462 ejemplares de trucha común en siete años de actuación. A pesar de ello, todavía queda mucho trabajo por hacer hasta conseguir la eliminación completa de esta población introducida en el Soaso de Ordesa. Un mayor esfuerzo de pesca eléctrica en los tramos seleccionados, junto con la instalación de redes de agalla en las badinas que suponen un refugio para la fracción reproductora de mayor tamaño, y cuya efectividad ha sido comprobada, debe ser abordado en los próximos años. El objetivo es recuperar el hábitat natural y favorecer la colonización por parte de la rana pirenaica, una especie catalogada en peligro de extinción, así como por otros anfibios de alto valor ecológico presentes en el Parque Nacional.

5. Agradecimientos

Numerosas personas han contribuido a lo largo de estos años en la realización de los trabajos, particularmente el equipo especializado de pescas de SARGA. Además, diferente personal del Parque Nacional, técnicos, vigilantes, informadores y restauración, colaboran todos los años en las capturas, junto con Agentes para la Protección de la Naturaleza (APN) del Gobierno de Aragón.

6. Referencias bibliográficas

- ALMODÓVAR, A., LEAL, S., NICOLA, G.G., ELVIRA, B. (2009), *Análisis de la introgresión genética y caracterización de los stocks reproductores de trucha común en Aragón. Estudio de la diversidad genética de doce poblaciones de trucha común*. Gobierno de Aragón. Universidad Complutense de Madrid. Informe inédito.
- ANTOR, R., GÓMEZ, I., JIMENO-BRABO, P., TRUJILLANO, A., GARCÍA-PRÍETO, B., CARMENA, F. y GUZMÁN, D. (2024), «Seguimiento de rana pirenaica en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido». En PNOMP (Ed.), *Memoria 2024: Inventariado y monitorización de los recursos naturales en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. SARGA, Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón.
- BOSCH, J., RINCÓN, P.A., BOYERO, L. y MARTÍNEZ-SOLANO, I. (2006), «Effects of introduced salmonids on a montane population of Iberian frogs». *Conserv. Biol.* 20, 180-189. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00296.x>

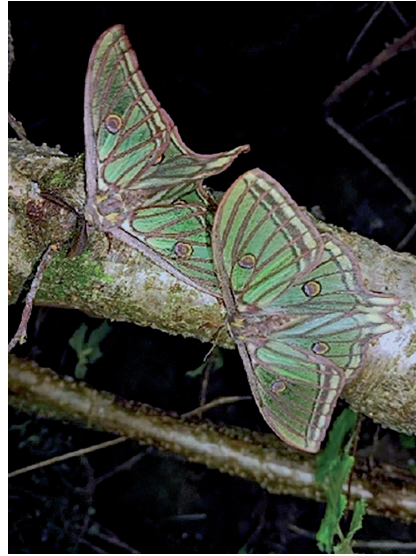
- BOSCH, J. y FERNÁNDEZ-BEASKOETXEA, S. (2014), «Quince años de seguimiento de las poblaciones de anfibios del macizo de Peñalara (Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama, Madrid)». *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 25 (2).
- BRAÑA, F., FRECHILLA, L. y ORIZAOLA, G. (1996), «Effects of introduced fish on amphibian assemblages in mountain lakes of northern Spain». *Herpetological Journal*, 6, 145-148.
- CLAVERO, J.L. y MITJANA, O. (2011), «La trucha en Aragón: caracterización genética e introgresión». *Naturaleza Aragonesa. Revista de la Sociedad de Amigos del Museo Paleontológico de la Universidad de Zaragoza*, n.º. 26, 2011, pp. 38-43.
- CUCHEROUSSET, J. y OLDEN, J.D. (2011), «Ecological Impacts of nonnative freshwater fishes». *Fisheries*, 36, 215-230. doi:10.1080/03632415.2011. 574578
- GARCÍA-BERTHOU, E., ALMEIDA, D., BENEJAM, L., MAGELLAN, K., BAE, M.J., CASALS, F. y MERCAI, R. (2015), «Impacto ecológico de los peces continentales introducidos en la península ibérica». *Ecosistemas* 24(1), 36-42. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2015.24-1.07>
- GINÉS, E. (2006), *Informe relativo a los resultados genéticos en el ámbito del PNOMP*. Servicio de Caza, Pesca y Medio acuático. Departamento de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente. Gobierno de Aragón. Informe inédito.
- GRANADOS, I., TORO, M. y RUBIO-ROMERO, A. (2006), «Laguna Grande de Peñalara: 10 años de seguimiento limnológico». Serie Técnica del Medio Natural. Madrid, España: Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Comunidad de Madrid. En KITANO, S. (2004), *Ecological impacts of rainbow, brown and brook trout in Japanese inland waters*. Global Environmental Research, 8, 41-50.
- HAVEL, J.E., KOVALENKO, K.E., MAGELA THOMAZ, S., AMALFITANO, S. y KATS, L.B. (2015), «Aquatic invasive species: challenges for the future». *Hydrobiologia*, 750: 147-170.
- IPBES (2019): *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 1148 pages. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>
- JAUREGIBERRY, P., TITEUX, N., WIEMERS, M., BOWLER, D.E., COSCIEME, L., GOLDEN, A.S., GUERRA, C.A., JACOB, U., TAKAHASHI, Y., SETTELE, J., DÍAZ, S., MOLNÁR, Z. y PURVIS, A. (2022), «The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss». *Science advances*, 8 (45).
- JOHNSON, P.T.J., OLDEN, J.D. y VANDER ZANDEN, M.J. (2008), «Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters». *Frontiers in Ecology and Environment*, 6: 357-363.
- KITANO, S. (2004), «Ecological impacts of rainbow, brown and brook trout in Japanese Island waters». *Global Environmental Research*, 8, 41-50.

- KNAPP, R.A., MATTHEWS, K.R. y SARNELLE, O. (2001), «Resistance and resilience of alpine lake fauna to fish introductions». *Ecological Monographs* 71, 401-421. <https://doi.org/10.2307/3100039>
- LODGE, D.M. (1993), «Biological invasions: lessons for ecology». *Trends in ecology & evolution*, 8(4), 133-137.
- McKINNEY, M.L. (2001), «Effects of human population, area and time on non-native plant and fish diversity of the US». *Biological Conservation*, 100: 243-252.
- OTTINGER, M.A. y GEISELMAN, C. (2023), «Wildlife Health». En: *One health meets the exposome: human, wildlife, and ecosystem health*. Elsevier.
- PEJCHAR, L. y MOONEY, H.A. (2009), «Invasive species, ecosystem services and human well-being». *Trends in ecology & evolution*, 24(9), 497-504.
- SEBER, G.A.F. y LE CREN, E.D. (1967), «Estimating population parameters from catches large relative to the population». *Journal of Animal Ecology* 36, 631-643. <https://doi.org/10.2307/2818>
- SIMBERLOFF, D., MARTIN, J.L., GENOVESI, P., MARIS, V., WARDLE, D.A., ARONSON, J., FRANCK COURCHAMP, F., GALIL, B., GARCÍA-BERTHOU, E., PASCAL, M., PYSEK, P., RONALDO SOUSA, R., TABACCHI, E. y VILÀ, M. (2013), «Impacts of biological invasions: what's what and the way forward». *Trends in ecology & evolution*, 28(1), 58-66.
- TIBERTI, R., VON HARDENBERG, A. y BOGLIANI, G. (2014), «Ecological impact of introduced fish in high altitude lakes: a case of study from the European Alps». *Hydrobiologia* 724, 1-19. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1696-1>
- VENTURA, M., BUCHACA, T., BUÑAY, D., LARSEN, T., PLA-RABES, S., SABAS, I., VILA-COSTA, M. y MIRÓ, A. (2016), «Efecto de la introducción de peces en la conservación de anfibios y crustáceos de lagos de alta montaña». *Proyectos de investigación en parques nacionales: 2011-2014*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales.
- ZIPPIN, C. (1956), «An evaluation of the removal method of estimating animal populations». *Biometrics* 12(2), 163-189.

Folleto divulgativo de la X Jornada de Investigación



Fotografía: Javier Lambán (IGME_CS(C)



LUGAR DE REALIZACIÓN:

**Jornada presencial
y online en plataforma Webex**

Enlace Webex:

<https://aragon.webex.com/aragon/j.php?MTID=m95e76b6c090a4a4f80cc6974c8e27357>

Centro de visitantes de Torla-Ordesa
Avda. de Ordesa s/n
22376 Torla-Ordesa (Huesca)



ORGANIZA:



**ORDESA Y
MONTE PERDIDO
PARQUE NACIONAL**

Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido
C/ Felipe Coscolla, 11-13. 22004 Huesca
Teléfono 974 243 361

www.aragon.es/ordesa

Autores de fotografías: Equipo de seguimiento del PNOMP
si no se indica otro

X JORNADA DE INVESTIGACIÓN

Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido
12 DE DICIEMBRE DE 2024

Presentación de resultados:

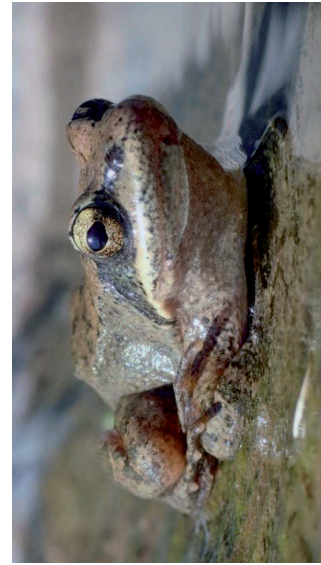
Trabajos y proyectos
de investigación
realizados en el PNOMP

OBJETIVOS DE LA JORNADA

En la X Jornada de Investigación del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido se darán a conocer los resultados de algunos proyectos de investigación y trabajos de conservación que actualmente se desarrollan en el Parque Nacional.

Se trata de una jornada informativa y participativa dirigida al público en general, al personal del Parque Nacional y a investigadores. Tiene por objetivo la transmisión de los valores naturales que presenta el Parque Nacional, a la vez que pretende fomentar el contacto, las colaboraciones y las sinergias entre los distintos actores que realizan trabajos de investigación y conservación en este singular Espacio Natural Protegido del Pirineo aragonés.

La jornada tendrá lugar de forma presencial y también *on line*, a través de la plataforma Webex, con el fin de llegar al mayor número de personas que puedan estar interesadas en conocer de primera mano estos trabajos de investigación.



SESIÓN DE MAÑANA

9:00-9:30 Bienvenida a los asistentes y presentación de la jornada. ELENA VILLAGRASA FERRER, DIRECTORA DEL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO

9:30-10:00 "Impacto del Cambio Climático en la Cola de Caballo". JORGE JÓDAR (IGME-CSIC).

10:00-10:30 "Respuesta de la productividad de los pastos del PNOMP ante los cambios climáticos y de usos". JOSÉ DANIEL ANADÓN Y YOLANDA PUEYO (IPE-CSIC).

10:30-11:00 "Monitorización del glaciar de Monte Perdido, ¿qué nos dice su evolución reciente?". JESÚS REVUELTO (IPE-CSIC).

DESCANSO CAFÉ

11:30-12:00 "Efectos de los usos de la ivermectina en la comunidad de coleópteros coprófagos". VIEYLE CORTEZ Y JOSÉ RAMÓN VERDÚ (CIBIO-U. DE ALICANTE).

12:00-12:30 "Inventario de macroheteróceros en el PNOMP". FERNANDO JUBETE (ASOCIACIÓN DE NATURALISTAS PALENTINOS).

12:30-13:00 "Incidencia de enfermedades emergentes de anfibios en el PNOMP". BARBORA THUMSOVÁ Y JAIME BOSCH (IMIB-CSIC).

COMIDA

SESIÓN DE TARDE

16:00-16:30 "Censos nacionales de lagópodo alpino y mochuelo boreal". JESÚS MARTÍNEZ PADILLA (IPE-CSIC).

16:30-17:00 "Censo nacional de gorrión alpino". M.ª DEL MAR DELGADO (IMIB-CSIC).

17:00-17:30 "Control de fauna piscícola exótica en el PNOMP". ANA TRUJILLANO (SARGA -GOBIERNO DE ARAGÓN).

Tras cada presentación se dispondrá de cinco minutos para cuestiones y preguntas.

