

IX JORNADA DE INVESTIGACIÓN

PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO

14 DE DICIEMBRE DE 2023



MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO

ORGANISMO
AUTÓNOMO
PARQUES
NACIONALES



**GOBIERNO
DE ARAGON**

ÍNDICE

Introducción. Elena Villagrasa Ferrer.....	4
1. Impacto, seguimiento y evaluación del cambio climático global en los recursos hídricos en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Luis Javier Lambán/Jorge Jódar Bermúdez.....	7
2. Precipitaciones cortas pero intensas son suficientes para desencadenar una cascada de fenómenos hidrológicos extremos en los Pirineos: el caso del valle de Pineta, 2022. Juan A. Ballesteros Cánovas/Ishel Marsal Twose/Alberto Muñoz Torrero/ Tamir Grodek/Juan I. López Moreno/Miguel Bartolomé/ José Carlos Robredo/Gerardo Benito	19
3. Permafrost de montaña en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido: información desde la cueva Devaux. Miguel Bartolomé/Gerard Cazenave/Ana Moreno.....	40
4. Explorando el acoplamiento del ritmo de la vegetación y el clima mediante Phenocams. Héctor Mirando Cebrián/Marta Quintana Buil/Ane Mugica Carnicero/ Manuel Pizarro Gavilán/María Begoña García González	58
5. El bosque nos cuenta. Estudiando los bosques maduros del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido a través de su seguimiento en el tiempo. Fernando Montes Pita/Isabel Aulló Maestro/Álvaro Rubio Cuadrado/ Ana Parras Rico/Laura Hernández Mateo	68
6. Vulnerabilidad y riesgo de los ecosistemas forestales frente al cambio climático: diseño de un sistema de alerta temprana y seguimiento. Miguel Ángel de Zavala Gironés/Julián Tijerín Triviño/ Patricia González Díaz/Paloma Ruiz Benito/Marina Rodes Blanco/ Mariano García/Mihai Tanase.....	82
7. Evidencias del declive de coleópteros coprófagos en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido: consecuencias en la conservación de pastos de montaña. José R. Verdú/Vieyle Cortez/Rocío Rosa García/Francisco Sánchez Piñero/ Elisa Villén Molina/Jean-Pierre Lumaret/Carmelo García Romero/ Antonio J. Ortiz/Jorge M. Lobo/Catherine Numa/ Estela González Rodríguez.....	94

8. Programa de seguimiento de la mariposa hormiguera de lunares en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.	
Fernando Jubete Tazo.....	105
9. Seguimiento de gato montés (<i>Felis silvestris</i>) en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido dentro del I Censo Nacional de gato montés.	
Francisco Villaespesa/Noemí Cambra/Ramón J. Antor/Ignacio Gómez/ Pilar Jimeno Brabo/María Jarne Bretones/Fernando Carmena/ Ana Trujillano/Beatriz García Prieto/Lara Ramos.....	117
Folleto divulgativo de la IX Jornada de Investigación	137

Introducción

Elena Villagrasa Ferrer

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



Un año más presentamos el documento resumen de la IX Jornada de investigación del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido celebrada en Torla-Ordesa.

En primer lugar, los merecidos agradecimientos. Agradecer a todos los ponentes, su buena disposición para participar en la jornada, así como su esfuerzo profesional y personal por acercar la ciencia a la ciudadanía. La redacción del presente documento divulgativo con la presentación de los resultados de los trabajos de investigación para el público en general, es sin duda, uno de los principales objetivos de la jornada de investigación. La presencia de los mejores equipos de investigación para atender la curiosidad de los lectores y la valiosa posibilidad de ampliar conocimientos sobre los valores naturales del Parque Nacional es una oportunidad extraordinaria, que debemos potenciar desde la administración. Agradecer a Javier González y Noemí Cambra, técnicos y jefes de equipo de uso público y de conservación respectivamente su implicación en la celebración de la jornada, en lo referente al apartado tecnológico de la organización de la jornada de investigación. También al Coordinador Medioambiental, Ramón Castillo, a todo el equipo de seguimiento ecológico de SARGA por el apoyo logístico prestado a los investigadores para la realización de los exigentes trabajos de campo y a su colaboración en la acertada selección del contenido de la jornada, la elaboración del tríptico y las gestiones de contactar con investigadores para la realización de las presentaciones. A

la unidad administrativa, Raquel Used y Miriam Ortega, por ocuparse de las gestiones para la tramitación de las autorizaciones necesarias para la realización de los muestreos, circulación por pistas de uso restringido y otras actividades vinculadas a los trabajos de campo, en plazo. A todo el personal del Centro de Visitantes de Torla-Ordesa por sus atenciones al personal que participa de una forma u otra en la jornada y su incondicional apoyo para hacer posible la celebración de las jornadas con éxito.

En segundo lugar, las novedades a destacar relativas a las Jornada de investigación como es la publicación del documento resumen de las Jornadas del año pasado, 2022, en papel y también en la web de aragon.es/Ordesa y por primera vez, se ha presentado un breve CV resumen de cada uno de los ponentes para presentar las jornadas. Sorprende gratamente el alto nivel de formación y especialización de todos los investigadores, en titulación, doctorados, masters, publicaciones, congresos, coordinación de programas, colaboraciones con ONG...

En tercer lugar, el contenido de estas jornadas. Podemos resumir que se trata de un contenido muy completo y muy variado. Con un total de 9 interesantes presentaciones sobre el patrimonio natural que incluyen mundo mineral, con el elemento agua y las consecuencias hidrológicas del cambio climático global en el espacio natural protegido. La descripción de un evento extremo hidrogeomorfológico con la movilización de sedimentos en la cuenca alta del río Cinca en el valle de Pineta y la descripción de las espectaculares cuevas heladas y su evidente retroceso y desaparición. Contaremos también con información del mundo vegetal, presentando la fenología y phenocams en los 4 valles del Parque Nacional, estudios de dinámica forestal y los trabajos sobre pinares mediterráneos en su límite climático. También recibiremos información sobre el mundo animal, con la presentación de los trabajos sobre ivermectina y el declive de los escarabajos descomponedores, el seguimiento de la gran mariposa azul hormiguera de lunares y, por primera vez, se presentarán los resultados del seguimiento del gato montés en el Parque Nacional.

Este productivo documento en conocimiento, es también el resultado de la celebración del encuentro entre investigadores, técnicos y gestores, con la presentación de los resúmenes de algunos de los mejores trabajos vinculados a la conservación que se están realizando en el Parque Nacional.

Finalmente, podemos resumir que la investigación en el Parque Nacional está contribuyendo, desde hace décadas ya, a mejorar los conocimientos de los valores naturales que atesora este singular espacio, que se ha convertido, a través del Programa de Investigación y sus convocatorias anuales, en una herramienta esencial de ayuda en la labor de conservación de los gestores del Parque Nacional.

Estas jornadas teóricas acercan la ciencia a las posibles resoluciones prácticas de retos medioambientales actuales, como el cambio climático o los cambios de uso del suelo, que afrontamos con cierta preocupación, en particular, para la conservación de espacios

protegidos. Sin duda, la voz de la ciencia debe ser el fundamento en el proceso de toma de decisiones para los gestores a todos los niveles, también en las cuestiones medioambientales.

Por tanto, mucho ánimo para seguir trabajando por la conservación y nos vemos en las siguientes jornadas.

Un abrazo a todos.

Colaboran:



1. Impacto, seguimiento y evaluación del cambio climático global en los recursos hídricos en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

Luis Javier Lambán Jiménez
y Jorge Jódar Bermúdez

IGME-CSIC, Unidad de Zaragoza



Resumen

En la IX Jornada de Investigación celebrada el 14 de diciembre en el Centro de Visitantes del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Torla-Ordesa) se presentó un avance de las actividades y resultados obtenidos 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”. Se presentaron los objetivos del proyecto y las principales actividades realizadas durante el periodo 2022-2023, las cuales incluyen: (1) Seguimiento hidrogeoquímico e isotópico de los recursos hídricos, (2) Funcionamiento hidrogeológico del Sistema Garcés, (3) Campaña de Tomografía eléctrica (Pradera de Ordesa/Cotatuero y Circo de Soaso) y (4) Realización de aforos diferenciales e instalación de sensores (Circo de Soaso). Finalmente, se presentó un resumen de los resultados preliminares obtenidos hasta el momento.

1. Introducción

Las actividades realizadas se enmarcan 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”. El objetivo principal del proyecto es proporcionar herramientas para la gestión de los recursos hídricos en Parques Nacionales de alta montaña mediante el desarrollo de una metodología centrada en el efecto, seguimiento y evaluación

del cambio climático y global en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido y Parque Nacional de Sierra Nevada. Otros objetivos complementarios son: (1) Caracterizar los recursos hídricos superficiales y subterráneos así como su evolución reciente, (2) Conocer la altitud de recarga y el tiempo de tránsito del agua subterránea, (3) Evaluar los recursos hídricos futuros para los escenarios de emisión RCP4.5 y RCP8.5 del IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), (4) Caracterizar y predecir sequías para los escenarios de cambio climático considerados, (5) Proponer medidas de gestión y adaptación a los efectos de dichos escenario y (6) Proporcionar las bases para estudios razonados sobre la ecología y los servicios asociados. Las actividades y resultados presentados se refieren principalmente a los objetivos complementarios 1 y 2, centrados únicamente en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

2. Actividades

Durante el periodo 2022-2023 el trabajo realizado se ha enfocado a cuatro actividades principales:

1. Seguimiento hidrogeoquímico e isotópico de los recursos hídricos

Esta actividad consiste en la medida de parámetros fisicoquímicos en campo y muestreo químico e isotópico de la precipitación, aguas superficiales y subterráneas en todo el Parque. Esto permite obtener series temporales para: (a) La caracterización hidrogeoquímica e isotópica temporal (procesos, calidad, tendencias...) y (b) Conocer el intervalo altitudinal de recarga al sistema acuífero y el tiempo de tránsito del agua subterránea, desde su infiltración hasta el punto de descarga donde esta se muestrea.

Se han realizado dos campañas de muestro por año (primavera y otoño) y los puntos de agua muestreados han sido los siguientes:

- Piezómetro Bujaruelo, río Arazas (La Canalera), As Fuens, Barranco Gallinero, Barranco L'Abellana, Fuen Roya 1 (ferruginosa), Fuen Roya 2, y Fuen Mochera (cuenca ríos Ara y Arazas).
- Fuen Blanca, río Bellós en San Úrbez y Os Baños (cuenca del río Bellós).
- Fuente de Escuaín y río Yaga aguas abajo de la Fuente de Escuaín (cuenca del río Yaga).
- Manantial del Felqueral y río Cinca en Ronatiza (cuenca del río Cinca).

Los datos hidrogeoquímicos e isotópicos obtenidos permiten confirmar el conocimiento previo adquirido hasta el momento. Tanto al agua de precipitación como las aguas superficiales y subterráneas presentan una composición predominantemente bicarbonatada cálcica, indicando un proceso dominante de disolución de calcita. Fuen Roya 1 y Piezómetro de Bujaruelo presentan aguas sulfatadas cálcicas, indicando un proceso dominante de disolución de anhidrita/yeso, mientras que el manantial termal de Os Baños presenta aguas cloruradas-sulfatadas sódico-cálcicas, indicando disolución tanto de halita como de anhidrita/yeso.

Las muestras correspondientes a la precipitación en el Parador de Ordesa presentan contenidos isotópicos más pesados que las muestras de agua de escorrentía tanto superficial como subterránea. Esto se debe a la menor cota topográfica del pluviocaptor ubicado en el Parador con respecto la cota de recarga asociada al agua de escorrentía muestreada en el resto de puntos de control del sistema hidrogeológico. Por otro lado, se observa como las muestras tomadas durante la primavera son más ligeras isotópicamente que las tomadas durante el otoño, lo que se asocia a la estacionalidad climática y la dependencia que presenta el contenido isotópico de la precipitación con la temperatura.

2. Funcionamiento hidrogeológico del Sistema Garcés

El Sistema Garcés se encuentra entre el macizo del Monte Perdido (3 355 m s.n.m) y la Cola de Caballo (1 800 m s.n.m). Para caracterizar los efectos del cambio climático en la cantidad y calidad del agua a escala local (Sistema Garcés) se han instalado sensores para la medida continua del nivel, la conductividad eléctrica y la temperatura del agua del acuífero (Figura 1).

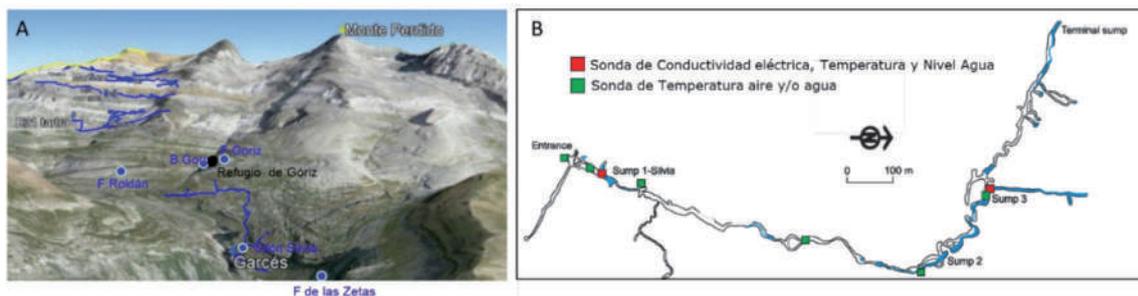


Figura 1. A) Sector comprendido entre el macizo del Monte Perdido (3 355 m s.n.m) y la Cola de Caballo (1 800 m s.n.m). Red de control (Fuente de Góriz, Barranco de Góriz, Fuen Roldán, Fuente de las Zetas, y Sifón Silvia) y proyección en superficie de los sistemas kársticos principales (en azul). El sistema Garcés es el sistema de menor elevación. (B) Sistema Garcés en detalle, donde se puede ver la ubicación de los distintos sensores instalados para monitorizar la respuesta hidrodinámica, química e isotópica del sistema ante las variaciones hidroclimáticas y antrópicas que pueden afectar a la recarga del acuífero

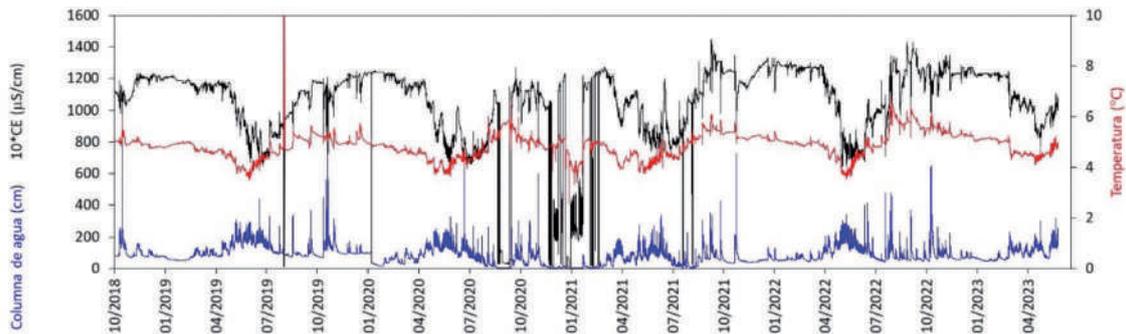


Figura 2. Evolución del nivel, conductividad eléctrica y temperatura del agua durante el periodo 2018-2022 en el Sifón Silvia (Cueva de Garcés)

Durante las tormentas veraniegas y otoñales se observan subidas y bajadas rápidas de la temperatura y la conductividad eléctrica que evidencian la llegada de agua de infiltración rápida, la cual fluye por las estructuras más permeables del sistema (galerías kársticas y grandes fracturas). Esta respuesta rápida de los caudales va seguida de pequeños aportes de caudal con un mayor tiempo de residencia en el acuífero, lo que parece indica la existencia de un efecto “pistón” en la recarga, posiblemente relacionado con la percolación de la recarga en tránsito a través de las pequeñas fracturas, las diaclasas y la porosidad drenable del material carbonatado que conforma el macizo, tanto en su zona no saturada como en la zona saturada de este, ya que en ellas, dichas estructuras de flujo presentan una menor conductividad hidráulica que las grandes fracturas y conductos kársticos del sistema acuífero (Jódar *et al.*, 2020).

Por otro lado, si se comparan las series obtenidas durante el invierno para los periodos 2018-2019 y 2022-2023 (Figura 3), se observa cómo, durante el último periodo (2022-2023), la temperatura del agua es ligeramente mayor y las oscilaciones de nivel también, lo que podría evidenciar la presencia de una menor cobertera de nieve en el área de recarga durante el invierno y la primavera. No obstante, la serie de datos es todavía demasiado corta, por lo que se recomienda continuar ampliándola para poder confirmar esta hipótesis.

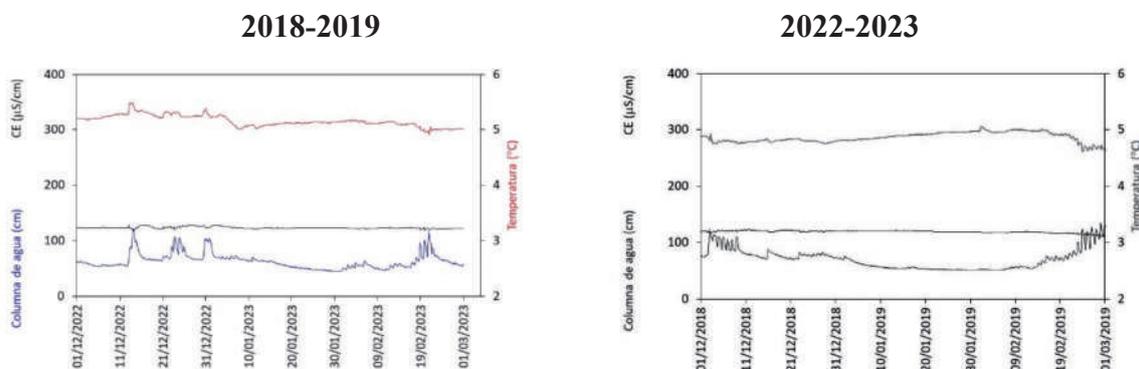


Figura 3. Evolución del nivel, conductividad eléctrica y temperatura del agua durante el invierno en los periodos 2018-2019 y 2022-2023 en el Sifón Silvia (Cueva de Garcés)

3. Campañas de Tomografía Eléctrica (Pradera de Ordesa/ Cotatuero y Circo de Soaso)

Los perfiles de Tomografía Eléctrica (ERT) permiten medir el contraste de resistividades para estimar la profundidad del acuífero, localizar fracturas y/o distinguir entre unidades litológicas. La resistividad es la resistencia eléctrica específica que presenta cada material al oponerse al paso de una corriente eléctrica y está relacionada con: minerales, porosidad, fluido que rellena los poros, saturación de agua de la roca, temperatura, etc. Cuanto mayor es el espacio entre los electrodos, mayor es la profundidad de investigación, pero menor el grado de detalle (Figura 4)

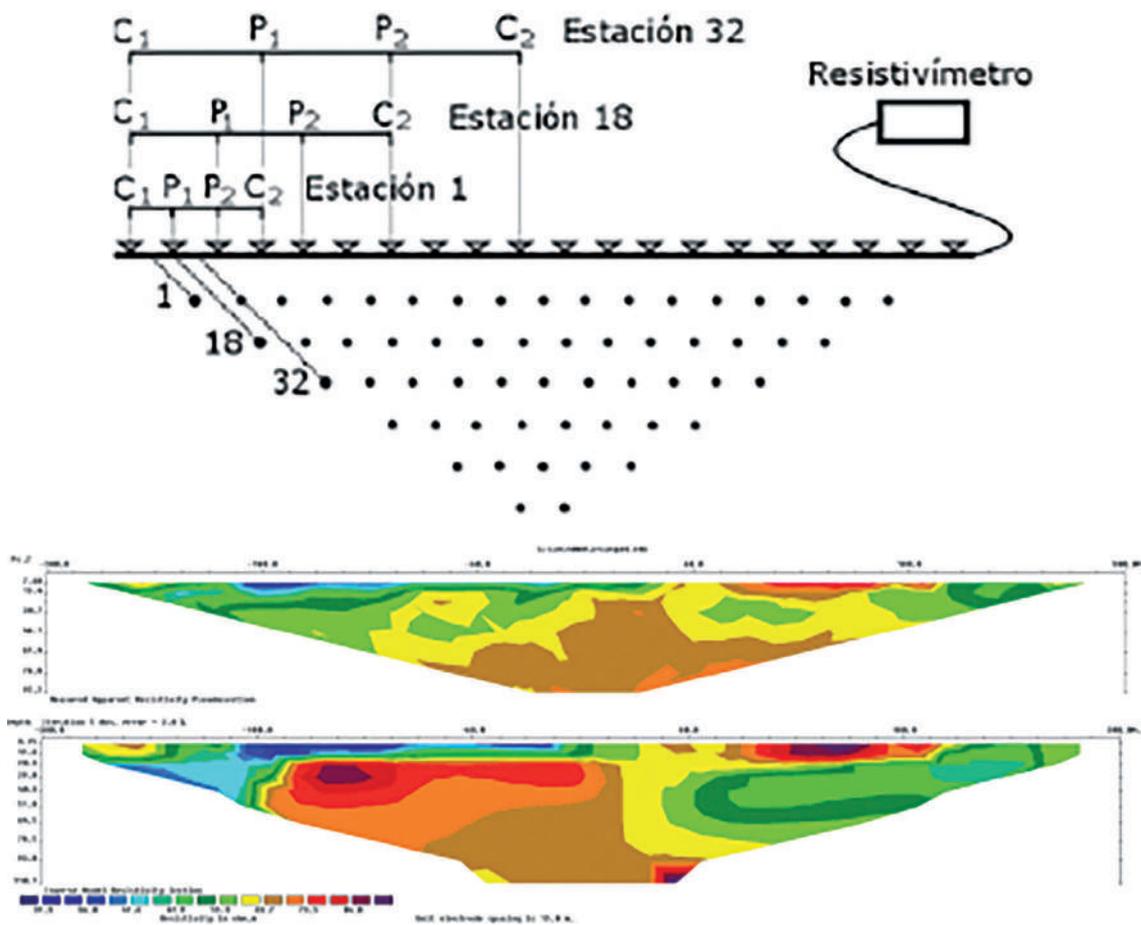


Figura 4. Ejemplo de obtención de un perfil de Tomografía Eléctrica (ERT)

Entre los días 18 y 21 de septiembre de 2023 se realizaron 8 perfiles de Tomografía Eléctrica en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (3 en el sector Pradera de Ordesa/Cotatuero y 5 en el Circo de Soaso. Figura 5). Se trata de los primeros perfiles de

este tipo realizados en el Valle de Ordesa, dada la complejidad que conlleva el traslado de los equipos, número de personal y ejecución de los perfiles. Algunos aspectos relacionados con esta complejidad logística son: época del año (mayor riesgo de lluvias, lo que impide la toma de medidas fiables), transporte de los equipos en altura (entre 350 y 400 kg de peso), trabajo simultáneo en ambas zonas (Pradera de Ordesa/Cotatuero y Circo de Soaso), coordinación personal del IGME-CSIC, personas del Parque, APNs y Trekking Mule así como otras incertidumbres relacionadas con la profundidad de investigación, ritmo de trabajo, calidad de los resultados, condiciones meteorológicas.

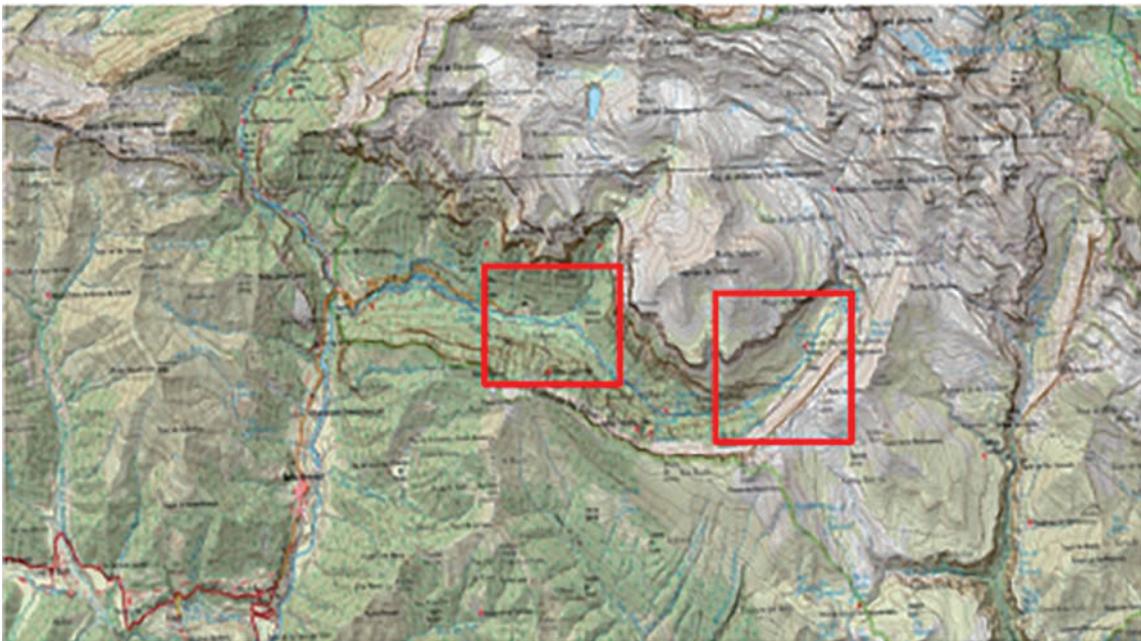


Figura 5. Áreas de trabajo en el Valle de Ordesa: Pradera de Ordesa/Cotatuero y Circo de Soaso

Los perfiles realizados en el sector Pradera de Ordesa/Cotatuero ponen de manifiesto la presencia de una pequeña cobertera resistiva, de unos 5-10 m de espesor, sobre unos materiales más conductores, posiblemente asociados a un contenido mayor de arcillas y/o mayor contenido en agua. Estos materiales se encuentran más desarrollados en el perfil de la Pradera donde no se define bien el sustrato resistivo que se aprecia en los perfiles 1 y 2 (Figuras 6 y 7)

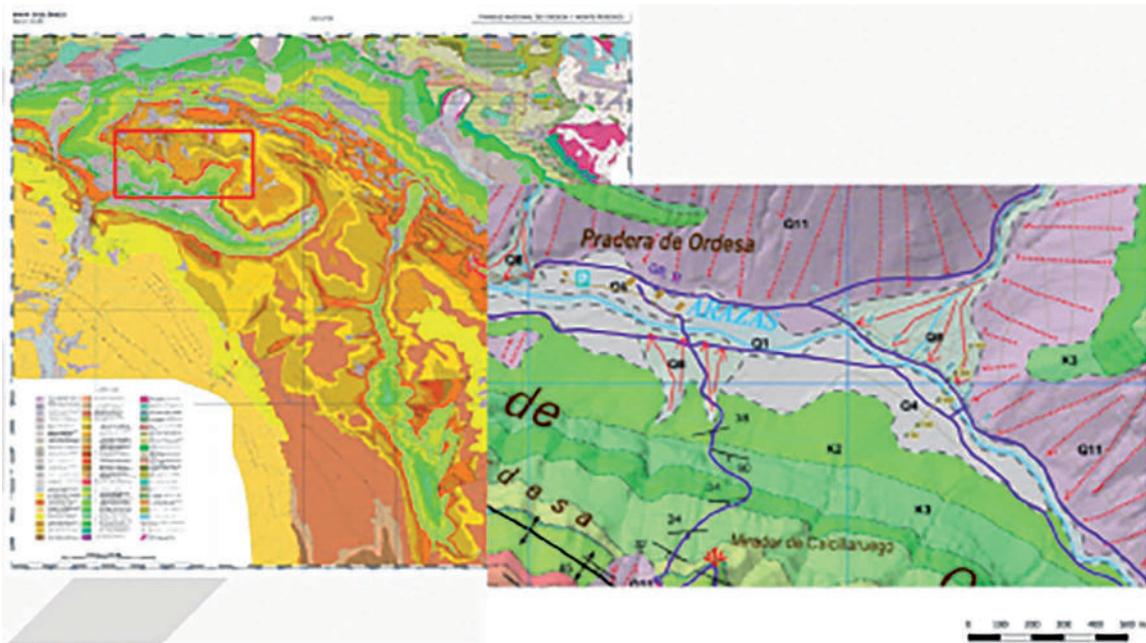


Figura 6. Situación geológica de los perfiles en el Sector Pradera de Ordesa/Cotatuero



Figura 7. Perfiles realizados en el Sector Pradera de Ordesa/Cotatuero

Los perfiles realizados en el Circo de Soaso son muy coherentes, poniendo de manifiesto un relleno de materiales cuaternarios (más conductores), sobre los materiales más resistivos del Cretácico Superior. El espesor máximo de este relleno es de unos 50-70 m en la parte alta-media del valle y disminuye significativamente hacia la mitad del perfil longitudinal 2 (Figura 8).



Figura 8. Perfiles realizados en el Sector Circo de Soaso

4. Realización de aforos diferenciales e instalación de sensores (Circo de Soaso)

Con el objetivo de cuantificar la cantidad de agua que entra y sale de los materiales del cuaternario se realizó una campaña de aforos diferenciales en septiembre de 2023. Por otro lado, con la finalidad de identificar y cuantificar la existencia de flujos verticales (sensores de nivel y temperatura a diferentes profundidades) se instalaron dos tubos piezométricos con diferentes sensores de nivel y temperatura del agua a distintas profundidades en el cauce del río Arazas (aguas arriba y aguas abajo del Circo de Soaso). Los trabajos se realizaron entre junio y septiembre de 2023. Lamentablemente, el segundo sensor instalado aguas abajo desapareció meses más tarde presumiblemente como consecuencia de una fuerte crecida, por lo que se tiene previsto la instalación de un nuevo piezómetro durante 2024 (Figuras 9 y 10).

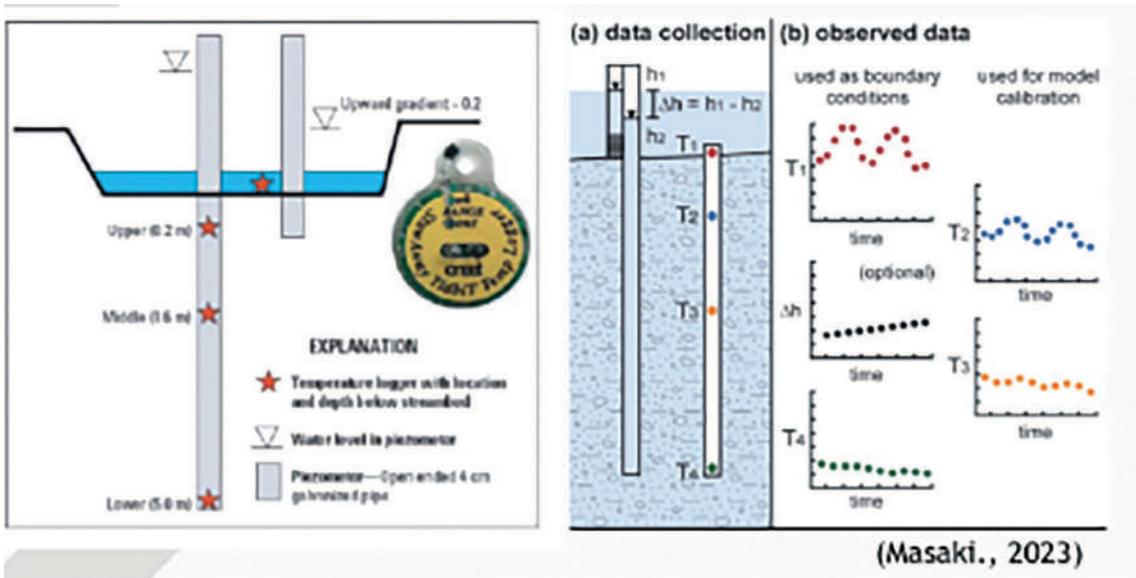


Figura 9. Croquis de tubos piezométricos con sensores instalados en el Circo de Soaso

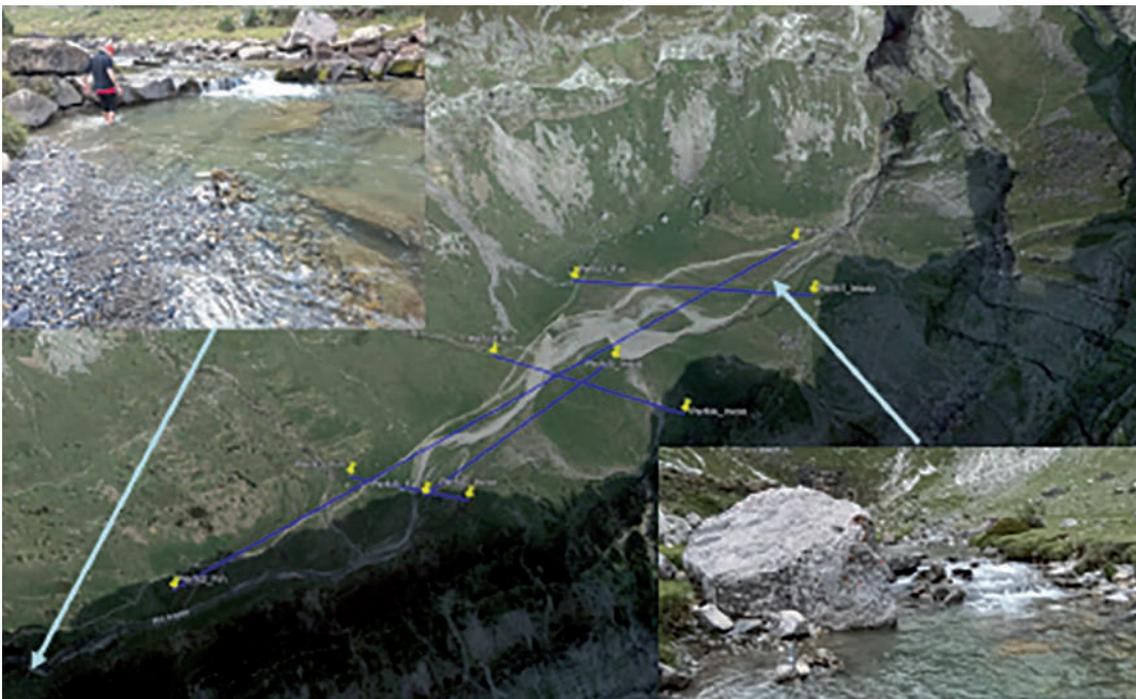


Figura 10. Situación de los tubos piezométricos instalados en el Circo de Soaso

5. Resultados preliminares

El muestreo químico e isotópico de la precipitación, aguas superficiales y subterráneas permite obtener series temporales (1) para caracterizar hidrogeoquímica e isotópicamente las aguas subterráneas en el sistema acuífero, y (2) estimar tanto la cota de recarga como el tiempo de renovación de las aguas subterráneas en el acuífero. Los datos hidrogeoquímicos e isotópico confirman el conocimiento previo adquirido hasta el momento. Tanto el agua de precipitación como las aguas superficiales y subterráneas presentan una composición predominantemente bicarbonatada cálcica, indicando un proceso dominante de disolución de calcita. Fuen Roya 1 y piezómetro de Bujaruelo presentan aguas sulfatadas cálcicas, indicando un proceso dominante de disolución de anhidrita/yeso, mientras que el manantial termal de Os Baños presenta aguas cloruradas-sulfatadas sódico-cálcicas, indicando disolución tanto de halita como de anhidrita/yeso.

Las series de nivel, conductividad eléctrica y temperatura del agua en el Sistema Garcés, permite conocer el funcionamiento hidrogeológico del Sistema Monte Perdido-Marboré, así como detectar la influencia del cambio climático en el sistema. El análisis de los datos y las investigaciones realizadas hasta el momento confirman que (1) la recarga procedente de la fusión de nieve es la que controla el funcionamiento hidrogeológico, permitiendo mantener un determinado caudal de descarga durante el estiaje, y (2) el acuífero se comporta como un sistema de doble porosidad que viene descrito por una porosidad primaria correspondiente a los conductos kársticos y fracturas más conductivas del sistema, y por una porosidad secundaria correspondiente a las fracturas poco permeables, la esquistosidad y la porosidad drenable de la roca. La comparación de las series obtenidas durante los inviernos correspondientes a los periodos 2018-2019 y 2022-2023 indican un ligero incremento de la temperatura, así como una mayor oscilación de los niveles en el Sifón Silvia, lo que podría indicar una mayor influencia del cambio climático y menor cobertera de nieve en el área de recarga. No obstante, es necesario disponer de series más largas de datos para poder confirmar esta hipótesis.

Los perfiles de tomografía eléctrica permiten conocer el espesor y la geometría de los materiales cuaternarios. Los perfiles realizados en el sector Pradera de Ordesa/Cotatuero ponen de manifiesto la presencia de una pequeña cobertera resistiva, de unos 5-10 m de espesor, sobre unos materiales más conductores, posiblemente asociados a un contenido mayor de arcillas y/o mayor contenido en agua. Los perfiles realizados en el Circo de Soaso son muy coherentes, poniendo de manifiesto un relleno de materiales cuaternarios (más conductores), sobre los materiales más resistivos del Cretácico Superior. El espesor

máximo de este relleno es de unos 50-70 m en la parte alta-media del valle y disminuye significativamente hacia la mitad del valle.

La instalación de sensores a diferentes profundidades y realización de aforos diferenciales en el Circo de Soaso permitirá conocer los caudales de entrada y salida entre el acuífero y el cauce, así como identificar la existencia de flujos verticales.

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 la Dirección del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, personal de Sarga (Nacho, Fernando, Pilar, María, Beatriz y Ana), personal en prácticas (Miguel y Ana), personal del PNOM (Ramón, Silvia, Isaac, Iván y Javier), Agentes de Protección de la Naturaleza (Sandra y Eduardo), compañeros del IGME-CSIC (Félix Rubio, Ana Ruíz, Arturo García, Agustín González, María Rodrigo, Luis Javier Lambán, Jorge Jódar, Sergio Martos, Javier Heredia y Seco González), Trekking Mule (Mathieu y Esteban) y personal del Hotel Villa Russelll (Marisol, Raúl y Mario)

7. Referencias

- GONZÁLEZ-RAMÓN, A., JÓDAR, J., SAMSÓ, J.M. MARTOS-ROSILLO, S., HEREDIA, J., ZABALETA, A., ANTIGÜEDAD, I., CUSTODIO, E. y LAMBÁN, L.J. (2020), «Hydrometeorological factors determining the development of water table cave patterns in alpine zones. The Ordesa and Monte Perdido National Park, NE-Spain». *International Journal of Speleology*.
- GONZÁLEZ-RAMÓN, A., JÓDAR, J., SAMSÓ, J.M., MARTOS-ROSILLO, S., HEREDIA, J., ZABALETA, A., ANTIGÜEDAD, I., CUSTODIO y E., LAMBÁN, L.J. (2021), «Repetición vertical de estructuras y patrones de cavernamiento en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (N de España) y su relación con el funcionamiento de la recarga en el sistema kárstico». *Boletín de la Sociedad Española de Espeleología y Ciencias del Karst*, 16(5), 85-92. https://drive.google.com/file/d/1nwHKRWp-g5NQ29BHioIbb_Qje-aULWtZ

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., MARTOS-ROSILLO, S., GONZÁLEZ-RAMÓN, A. y HEREDÍA, J. (2022), *Assesment of climate change impact in mountain areas of special environmental value*. 1st Scientific-Technical Conference of the Geological and Mining Institute of Spain-National Center (IGME, CSIC). PROCEEDINGS. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7092554>

RUIZ ZUBIKOA, J.J. (2017), *La Cueva de Garcés*. Karaitza, 25: 60-71

2. Precipitaciones cortas pero intensas son suficientes para desencadenar una cascada de fenómenos hidrológicos extremos en los Pirineos: el caso del valle de Pineta, 2022

Juan A. Ballesteros Cánovas

Museo Nacional de Ciencias Naturales.
Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid, España

Ishel Marsal Twose

Museo Nacional de Ciencias Naturales.
Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid, España

Alberto Muñoz Torrero

Museo Nacional de Ciencias Naturales.
Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid, España

Tamir Grodek

Museo Nacional de Ciencias Naturales.
Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid, España

Juan I. López Moreno

Instituto Pirenaico de Ecología. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Zaragoza, España

Miguel Bartolomé

Museo Nacional de Ciencias Naturales.
Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid, España

José Carlos Robredo

ESI Montes. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid, España

Gerardo Benito

Museo Nacional de Ciencias Naturales.
Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid, España



Foto del equipo

De izquierda a derecha: Osvaldo Franco Ramos, Tamir Grodek, Joe Zambrano, Ishel Marsal, Maria Pilar Rabanaque, Alberto Muñoz, Jaime Boyano, Paula Gómez. Abajo: Juan A. Ballesteros-Cánovas. Ausentes en esta fotografía: José Carlos Robredo, Nacho López Moreno, Miguel Bartolomé y Gerardo Benito

Resumen

El aumento de la temperatura asociado al cambio climático tiene efectos directos en la desestabilización de las laderas en zonas de alta montaña, aumentando la cantidad de sedimentos que pueden ser movilizados durante eventos de precipitación intensa. La interacción entre estos procesos puede amplificar los impactos asociados a eventos hidro-

geomorfológicos extremos. Comprender estas relaciones nos permite mejorar nuestra capacidad predictiva y la mitigación de sus impactos. En septiembre de 2022, un fuerte evento torrencial de elevada magnitud ocurrió en el valle de Pineta (cuenca alta del río Cinca). Previamente, en junio de ese mismo año, un desprendimiento de rocas fue observado en la zona de cabecera de la misma cuenca. En este trabajo, se presenta una reconstrucción del evento torrencial combinando técnicas paleohidrológicas, análisis geomorfológico de fotografías aéreas y modelización hidrológica e hidráulica de flujos no newtonianos. El calado de flujo se obtuvo de marcas y flotantes acumulados en el margen de valle, que fueron cartografiados en detalle mediante un láser escáner terrestre y GPS diferencial. Igualmente, estas topografías y fotografías de detalle se utilizaron para la interpretación de los cambios geomorfológicos y el análisis del tamaño de depósitos movilizados. Un muestreo dendrogeomorfológico permitió resaltar la excepcionalidad del evento estudiado, al menos desde mitad del siglo XX. Finalmente, los modelos hidrológicos e hidráulicos permitieron estimar el caudal de descarga asociado al evento. Nuestro análisis aporta evidencias de la relación entre el desprendimiento de rocas en junio y el *debris flow* asociado a una precipitación de intensidad máxima de 66.7 mm/h que sólo duró 10 min, con una acumulación diaria de tan solo 26.3mm/24h. Estos resultados ponen de manifiesto el posible efecto de amplificación de eventos torrenciales asociado a la coocurrencia de procesos hidrogeomorfológicos en zonas de montaña.

Abstract

The increase in temperature associated with climate change has direct effects on the destabilisation of slopes in high mountain areas. The longer, warmer periods increase the depth of the soil melting layer during the summer, thus intensifying weathering and erosional processes. This makes the layer more susceptible to mobilization. This mobilized layer takes the form of rockfall or avalanches. Climate change also increases the frequency of high rainfall intensities that can enhance erosion and transport loose material downstream, impacting landscapes and structures such as bridges, roads, and even cities. Understanding these processes allows us to improve our ability to predict and mitigate their impacts.

In September 2022, a high rainstorm occurred in the Pineta valley (upper Cinca river basin). Previously, in June 2022, a rockfall was observed in the valley headwater. In this study, we reconstruct these events. Our study includes: (i) palaeohydrological techniques to investigate occurrences of similar events based on the impact of such floods on trees (dendrochronology study) and landscape changes (aerial photography from pre- and post-event); (ii) to quantify the strength of the event, we use drone mapping and field surveys to identify water levels and large boulder transport, and finally, we apply hydrological and hydraulic modelling.

Our analysis provides evidence of the relationship between the June 2022 rockfall event and the debris flow associated with a rainstorm. Although the daily rainfall was only moderate (27.8 mm), most of the rainfall, 27.4 mm, lasted only about 20 minutes with a maximum intensity of 83 mm/h (based on Bielsa rain records and rainfall radar data). Such high-intensity, short-duration events were uncommon in the past record; however, they have increased in recent years. The results highlight the possible amplification effect of weaker slope stability and heavy rainstorm on the processes in mountainous area.

1. Introducción

Los flujos de derrubios, *debris flows* por sus siglas en inglés y en adelante DF, son un tipo de movimiento en masa que suelen darse en zonas de montaña (Jakob *et al.*, 2005), favorecidos por un relieve abrupto, una geología compleja y un clima extremo. Los DF se caracterizan por su elevada concentración de sedimentos (20-80% en volumen) considerándose fluidos no newtonianos (Bodoque *et al.*, 2011). Este tipo de fluidos pueden mantener bloques de rocas en suspensión, que son depositados posteriormente en forma de abanicos aluviales en los fondos de valles, generando posibles daños a infraestructuras y bienes culturales, ambientales y personales (Jakob *et al.*, 2005).

Las montañas mediterráneas son susceptibles a la ocurrencia de DF asociados a lluvias intensas, cuya frecuencia, intensidad y duración está siendo alterada por el calentamiento global (IPCC, 2018). En esta región, los modelos climáticos y datos observados indican tendencias a condiciones secas, pero la ocurrencia de eventos extremos de precipitación parece permanecer constante o incluso aumentar (López-Moreno *et al.*, 2006, Serrano-Notivoli *et al.*, 2018). En los últimos años, se ha observado una elevada actividad de eventos torrenciales y DF en los Pirineos (Llasat *et al.*, 2014), que han llegado a provocar desastres con un importante número de víctimas (White *et al.*, 1997). Algunos ejemplos son las inundaciones torrenciales extremas que ocurrieron en Biescas, 1996; Irati, 2012; o los valles de Benasque, 2013.

A pesar de los avances científicos llevados a cabo en el Pirineo sobre eventos hidrogeomorfológicos extremos, todavía existen importantes incertidumbres sobre los factores desencadenantes, la ocurrencia y magnitud de eventos de DF. Los estudios llevados en la región indican que la conectividad ladera-cauce, tradicionalmente modulada por el cambio de usos del suelo, tiene un impacto en la producción de sedimentos de las cuencas de cabecera (García-Ruiz, 2010), que eventualmente provoca importantes cambios geomorfológicos (Gallart y Clotet, 1988; Corominas y Alonso, 1990). El impacto del cambio climático, y de usos del suelo, puede modificar los procesos desencadenantes, dificultando la implementación de sistemas de alerta temprana. Por ejemplo, se ha observado que la degradación del permafrost puede favorecer procesos de caídas de roca (Wirz *et al.*, 2016; 2012; Weber *et al.*, 2017; Hendrickx *et al.*, 2022; Stoffel *et al.*, 2024), y la acumulación de sedimentos inestables en zonas de cabecera. La ocurrencia de eventos en cascada en zonas de montaña ha sido descrita ampliamente (Mani *et al.*, 2023), aunque existen muchas incertidumbres que dificultan el establecimiento de relaciones causales directas. La falta de datos observados en una escala espacial y temporal amplia, imposibilita entender estos mecanismos complejos. Debido a su potencial amplificación de impactos en los fondos de valle, se hace necesario investigar dichas relaciones, con el objetivo de mejorar la capacidad predictiva, la zonificación de riesgos y los sistemas de alerta temprana.

En este trabajo, nos centramos en describir y cuantificar un evento de DF extremo que ocurrió en septiembre de 2022 en la cabecera del río Cinca, en el valle de Pineta. Este evento de elevada magnitud ocurrió, a priori, durante un episodio de lluvia moderada (~26mm/día) para una zona de montaña. Previamente, en junio de 2022, durante unos días de elevado calor, se observó un desprendimiento de rocas en la parte alta de la cabecera de esa cuenca. La hipótesis de este trabajo es que estos dos eventos (caídas de rocas y *debris flow*) están relacionados. Esta investigación pone de manifiesto que este tipo de evento en cascada podría aumentar en condiciones de cambio climático.

2. Zona de estudio

La cuenca estudiada se sitúa en la cabecera de la cuenca del Cinca en el valle de Pine-
ta (Pirineo Central Español, 42° 40' N; 0° 04' E, Figura 1). La cuenca tiene forma alargada con una superficie de 9,9 km² y la longitud del cauce es de 4,5 km. El desnivel de la cuenca es de 2047 m, con una pendiente media de 45%. En la parte superior, el cauce se caracteriza por pendientes pronunciadas (>300%- 70°) y paredes verticales de roca que generan cascadas, como legado de las formas del valle de tipo glaciar. En el tramo medio, el cauce tiene una pendiente de hasta (30%) y está incidido en el lecho de roca, siguiendo un esquema geomorfológico de cascadas y escalones y pozas. En los tramos inferiores y antes de unirse con otros cauces para formar el río Cinca, el cauce disminuye su pendiente (3%), formando un patrón de cauce trenzado caracterizado por procesos de agradación y avulsiones.

Geológicamente la cuenca estudiada pertenece a la unidad tectónica Monte-Perdido (Salazar-Rincón *et al.* 2013). Las laderas orientadas al norte de esta unidad están dominadas por la Formación Areniscas de Marboré (Cretácico superior) culminados por calizas y dolomías grisáceas de edad Paleoceno-Eoceno. El clima se caracteriza por un patrón templado con una temperatura promedio de -3°C en el mes más frío y 10°C en el mes más cálido. Las precipitaciones anuales son de 1390 mm y se concentran principalmente en primavera y otoño. En el área de estudio, la capa de nieve a menudo se extiende de diciembre a mayo, con profundidades de nieve de hasta 350 cm. Sin embargo, el impacto del cambio climático, con un aumento constante de las temperaturas (0,28°C/década durante el periodo 1959-2015), ha provocado importantes reducciones de la capa de nieve. Los patrones de precipitaciones también se han modificado, con una ligera disminución del 2,5% por década, pero un importante aumento de la variabilidad interanual en eventos de precipitaciones intensas.

Los principales mecanismos desencadenantes son los fenómenos meteorológicos extremos (Llasat *et al.*, 2014). Por lo general, en la región pirenaica, el clima muestra una

alta variabilidad espacio-temporal (García-Ruíz, 2010), y suele estar vinculado a un patrón climático de circulación de tipo meridional influenciado por el océano Atlántico (en el norte y oeste de los Pirineos), y una advección de masas de aire húmedo procedentes de un mar Mediterráneo cálido (en la parte sur y este de los Pirineos) (Lemus-Canovas & Lopez-Bustins, 2021). En la región pirenaica, los eventos climáticos extremos se caracterizan por (Gaume *et al.*, 2016): (i) fuertes precipitaciones convectivas de verano de corta duración (> 100 mm en minutos) en un área limitada (< 100 km²), y (ii) sistemas convectivos de mesoescala que provocan precipitaciones a gran escala y duraderas en otoño (> 200 mm en unas pocas horas) en áreas más grandes ($> 50\,000$ km²).

En la cuenca estudiada, el cinturón nival por encima de ca. 1800 m s.n.m. se caracteriza por prados y pastos donde todavía se encuentra suelo. Por debajo de la franja alpina, la vegetación se caracteriza por un bosque mixto maduro compuesto por pino negro (*Pinus uncinata*), hayedos (*Fagus sylvatica*), abetos (*Abies alba*) y pino albar (*Pinus sylvestris*) y bojés (*Buxus sempervirens*). Por debajo de los 1300 m s.n.m. se pueden encontrar sauces, abedules y fresnos a lo largo de los cursos de agua. En el sitio estudiado, no hay registros históricos de grandes DF en el pasado, aunque se han registrado inundaciones valle abajo y la interpretación de las imágenes aéreas de 1956 sugiere una mayor actividad torrencial, coincidiendo con el borde en cotas más bajas, sobre las cascadas del Cinca.

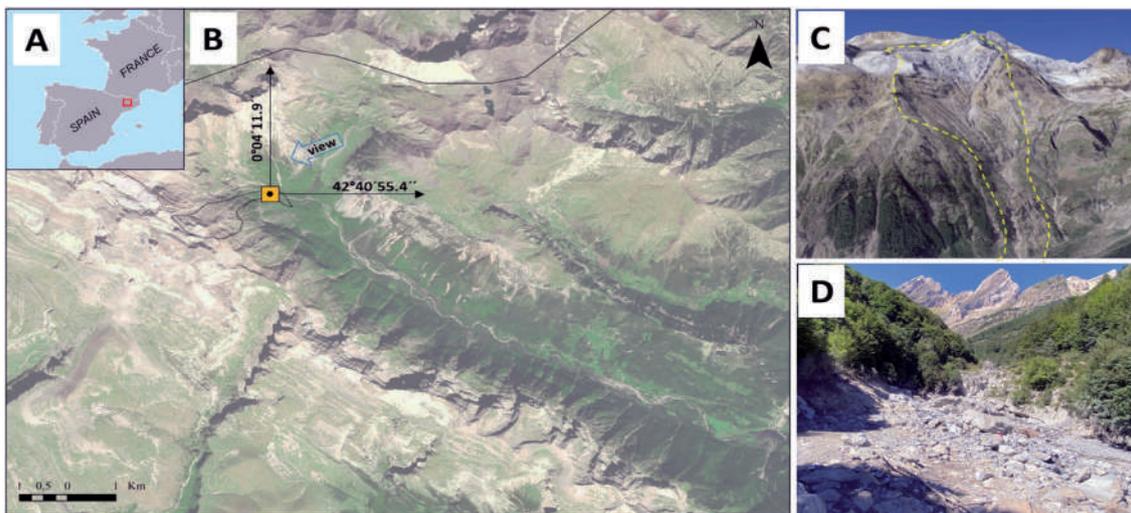


Figura 1: Localización de la zona de estudio. A) Ubicación en el contexto internacional. B) Identificación de la zona afectada por el evento torrencial, así como la localización de la zona donde se llevaron a cabo la estimación del caudal. C) Vista oblicua de *Google Earth* de la zona superior de la cuenca torrencial. D) Fotografía de la zona media del canal tras el evento, donde se puede apreciar el impacto geomorfológico

3. Material y metodología

Esta investigación ha seguido un enfoque multidisciplinar para: (i) reconstruir la magnitud del flujo, (ii) describir sus mecanismos desencadenantes, e (iii) identificar la ocurrencia de eventos similares en el pasado. Para ello, hemos combinado métodos dendro-geomorfológicos, análisis de datos remotos, modelización hidráulica e hidrológica (Figura 2).

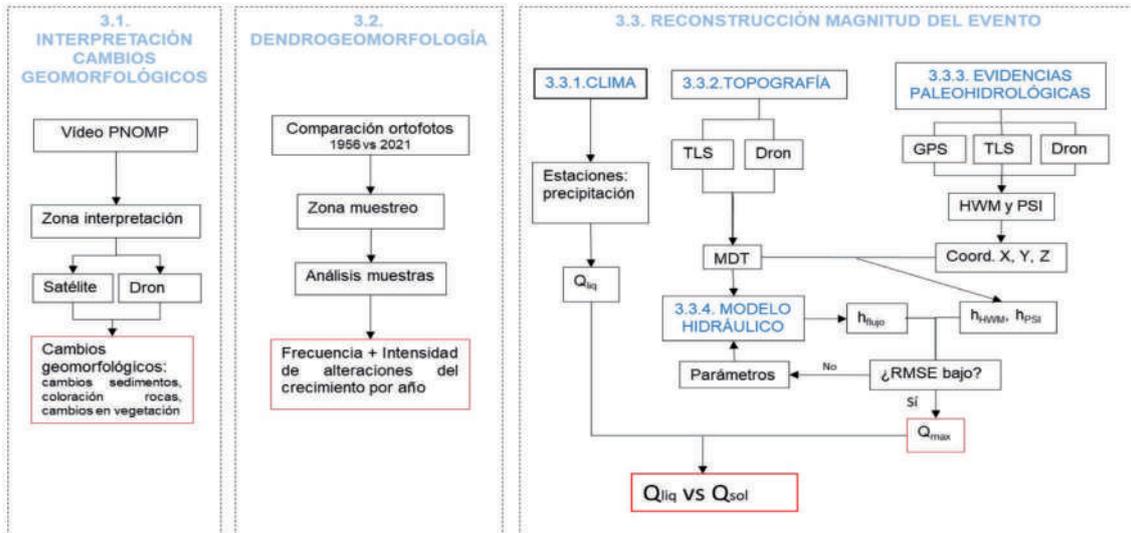


Figura 2: Esquema flujo de trabajo seguido durante la metodología. Los cambios geomorfológicos junto con la dendrogeomorfología se emplean para identificar cambios y zonas de muestreo, así como localizar la zona de salida del evento. La dendrogeomorfología se emplea también en la calibración del modelo hidráulico. Acrónimos: TLS (Terrestrial Laser Scanner), HWM (High Water Marks), PSI (Paleostage Indicator), Q_{liq} (Caudal líquido), Q_{sol} (Caudal sólido).

3.1. Adquisición de datos

Los estudios de campo se llevaron a cabo dos días después del evento de septiembre y en una campaña posterior en octubre de 2022. En una primera fase, se recopiló la información de testigos presenciales, fundamentalmente trabajadores del Parque Nacional. Posteriormente, se realizó un reconocimiento geomorfológico para identificar los tramos más favorables para realizar la reconstrucción hidráulica. Se buscaron secciones críticas en el canal de lecho de roca con marcas de agua altas (HWM) (Bodoque *et al.*, 2011). En la sección crítica, se realizó un levantamiento topográfico de alta resolución utilizando un escáner láser terrestre (TLS0) GEOSLAM. Examinamos un área de ca. 1.7 ha con una precisión de 3-5 mm registrando características geomórficas relacionadas con la inundación, tales como la máxima altura de la inundación definida por líneas de erosión,

depósitos frescos y flotantes, así como cicatrices recientes en los árboles (Ballesteros Cánovas *et al.*, 2015, 2023). También se utilizó un GPS diferencial Trimble R12 (precisión < 5 cm) para tomar puntos de control topográficos, así como HWM de fácil acceso a pie (Figura 3). En el laboratorio, empleamos el software Cloud Compare (ref) para gestionar las nubes de puntos y generar (i) un modelo de elevación digital a partir del LIDAR (DEM) con una precisión de 10 cm, y (ii) un *shapefile* con la posición de HWM a lo largo del canal. Además, utilizamos un dron RTK Mavic 3 pro para obtener fotografías aéreas de la cuenca para identificar cambios geomorfológicos en la zona de salida e identificar la fuente de los sedimentos. Se tomaron fotografías aéreas a una altura de 100 m con una superposición del 80% y se procesaron utilizando el software PIX4D. Posteriormente, ambos DEM se fusionaron (precisión final de 0.5 m).

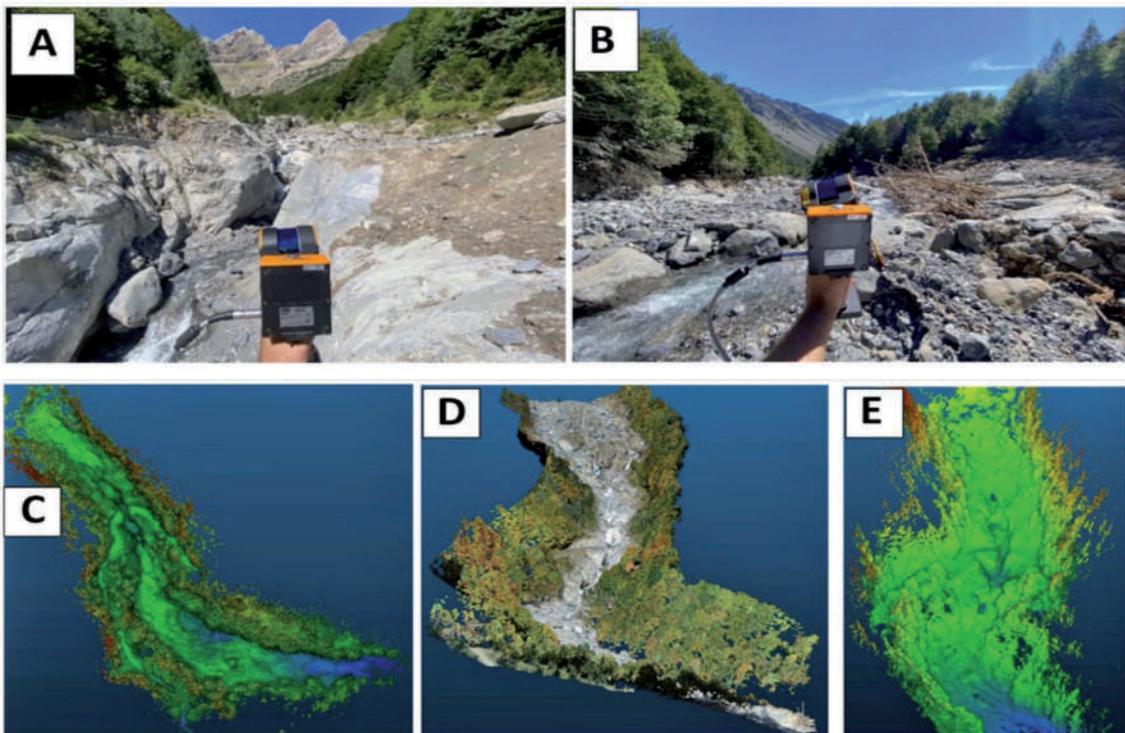


Figura 3: Toma de datos topográficos y modelos obtenidos. Las figuras A y B muestran el lidar terrestre GEOSLAM obteniendo datos aguas arriba y aguas abajo, respectivamente. La figura C y D muestran la nube de puntos e información RGB del GEOSLAM. La Figura E muestra el DEM obtenido por medio de fotogrametría con el dron Mavic Pro3 RTK.

Además, se recopilaron todos los datos climáticos disponibles, tales como precipitación y temperatura diaria y horaria de la estación de medición más cercana disponible (Parador de Pineta ca. 1.7 km y Bielsa ca. 26 km de la cuenca estudiada) de AEMET, así como datos del radar de Zaragoza a una resolución 10-minutal. Esta información se usó

para estudiar la intensidad y la duración de la tormenta desencadenante. Finalmente, se emplearon datos de temperatura de suelo registrados en la parte alta de la cuenca, como evidencia empírica de la existencia de permafrost a una altura de ca. 2950 m s.n.m. (Figura 4).

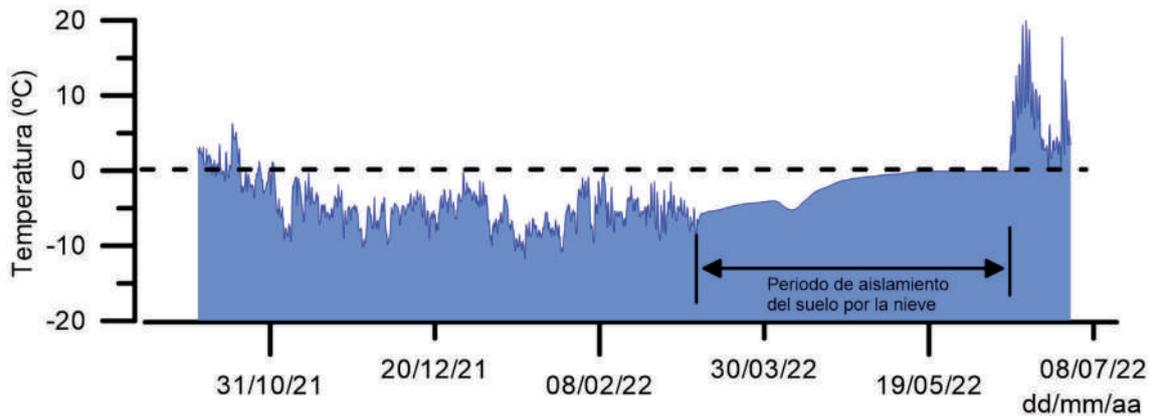


Figura 4: Datos de temperatura del suelo en Soum de Ramond, a unos 2950 m. Los valores negativos durante el invierno son indicativos de existencia de permafrost a esta altura.

3.2. Reconstrucción de la magnitud del flujo

La determinación del caudal máximo de descarga se ha llevado a cabo usando el método de flujo crítico (King, 1954). En este método, es necesario comprobar la transición de flujos en una sección estable donde la sección se estrecha o se produce un aumento sustancial de la pendiente. En esta sección el flujo alcanza un estado de energía específica mínima, cumpliéndose: $[v/(g \cdot d_c)^{1/2} = 1]$; donde v es la velocidad del flujo, g es la aceleración gravitacional ($g = 9,8 \text{ m/s}^2$), d_c es la profundidad crítica. La evidencia de marcas de agua alta se puede relacionar con el caudal asumiendo flujo crítico en la contracción de cauce, y asumiendo que la altura de las marcas de calado aguas arriba de la sección crítica indican la energía mecánica total del flujo (e.g. Benito *et al.*, 1998; O'Connor *et al.*, 2001). Esta sección crítica se identificó en el campo aguas arriba del puente de la pista de llanos de Larri, en las coordenadas $42^\circ 40' 56''$, $0^\circ 04' 11''$. Las HWMs existentes consisten en líneas de erosión fresca y depósitos finos y leñosos. Más abajo de esta sección, existen numerosas marcas de aguas altas y de paleo estado (PSI).

A su vez, para identificar el caudal líquido, se aplicó el método racional modificado (MRM), descrito en la Norma 5.2 de drenaje superficial (Ministerio de Fomento, 2016, 1987) basada en la metodología propuesta por J.R. Témez (1978), para cuantificar la proporción de flujo relacionada exclusivamente con la lluvia observada. Al restar la descarga

máxima total obtenida y la descarga máxima de escorrentía obtenida con el MRM, se espera proporcionar información sobre la proporción de descarga sólida durante el evento. En particular, el método MRM es especialmente conveniente para simular la descarga de flujo en cuencas pequeñas, asumiendo una intensidad de lluvia promedio a lo largo de la duración de la tormenta. Las fórmulas de este enfoque son (Ec.1-5):

$$Q = \frac{C \times I_c \times A}{3.6} \times K \quad (\text{Eq. 1}), \text{ donde } I_c \text{ es la intensidad de la lluvia máxima asociada}$$

al evento de precipitación (mm/h) correspondiente al tiempo de respuesta de la cuenca analizada, C es el coeficiente de escorrentía, A es el área de la cuenca y K es el coeficiente de uniformidad,

$$C = \frac{(P_d^* - P_0)(P_d^* + 23P_0)}{(P_d^* + 11P_0)^2} \quad (\text{Eq. 2}), \text{ donde } P_d^* \text{ es la precipitación máxima diaria modifica-}$$

da (mm) correspondiente a la intensidad I_c (mm) y P_0 es el umbral de escorrentía,

$$K = 1 + \frac{T_c^{1.25}}{T_c^{1.25} + 14} \quad (\text{Eq. 3}), \text{ donde } T_c \text{ es el tiempo de concentración (horas), calculado como:}$$

$T_c = 0.3 \left(\frac{L}{S^{0.25}} \right)^{0.76}$ (Eq. 4), donde L es la longitud del canal (Km) y S es la pendiente promedio (m/m),

$I_c = \left(\frac{I_t}{I_d} \right)^{\frac{28^{0.1} - T_c^{0.1}}{28^{0.1} - 1}} \times \frac{P_d^*}{24}$ (Eq. 5), donde I_t/I_d el cociente entre la intensidad horaria y diaria y t es la duración del intervalo de tiempo de I_t (horas).

Tras identificar el caudal líquido y sólido, se parametrizó el modelo RAMMS::DEBRISFLOW (WSL, 2017). Este modelo resuelve la ecuación de fricción de fluidos de Voellmy basándose en las ecuaciones de Navier-Stokes con profundidad promedio de segundo grado (Deubelbeiss y Graf 2013). En este modelo, la resistencia friccional (S) se divide en (i) una fricción tipo Coulomb seco (μ), que es la resistencia de la fase sólida, y (ii) una fricción viscoso-turbulenta (ξ), que corresponde a la fase fluida, siguiendo la ecuación (Eq. 6 y Eq. 7):

$$S = \mu N + (\rho g U^2) / \xi \quad (\text{Eq. 6})$$

$$N = \rho H g \cos \phi \quad (\text{Eq. 7})$$

donde N es la tensión normal sobre la superficie de rodadura, ρ es la densidad del flujo (kg/m^3), g la aceleración gravitacional (m^2/s), ϕ el ángulo de pendiente ($^\circ$), H la altura del flujo (m) y U un vector de la velocidad del flujo en las direcciones x e y (m/s , WSL, 2017). La ubicación de sedimentos depositados frescos se usó para determinar el coeficiente de fricción μ de Voellmy, definido como el ángulo de pendiente de la zona de deposición. Los resultados del modelo, provisionales, se han ajustado a todos los PSI y HWMs encontrados aguas abajo. Por otro lado, los tamaños de clastos y depósitos tipografiados

con el TLS en 8 parcelas a lo largo del cauce fueron usados para determinar la velocidad del flujo y comparar los resultados con el modelo RAMMS. Para este fin, se empleó la relación obtenida en Costa (1983), en la que, a partir de la media de dos relaciones teóricas, aplicables para el movimiento de bloques gruesos en canales de roca de alta pendiente, se estima la velocidad del flujo con los tamaños de esos depósitos de acuerdo con la Eq. 8:

$$v = 0,18 * d^{0,487} \text{ (Eq. 8)}$$

Donde v es la velocidad en m/s del bloque de diámetro d (mm).

3.3. Identificación de eventos pasados

Se investigó evidencia botánica para recopilar información de flujos de detritos pasados y contextualizar el evento estudiado en un contexto temporal más largo. Este enfoque se basa en la datación de los anillos de los árboles de las alteraciones del crecimiento de los árboles causadas por eventos pasados (Ballesteros-Cánovas *et al.*, 2023). Nos centramos principalmente en el análisis de cicatrices en tallos, ya que pueden fecharse fácilmente y proporcionar una estimación de los estados mínimos de inundación (Ballesteros-Cánovas, *et al.* 2011). El muestreo se centró en una sección inferior del río con forma de trenzado, donde se notó la interacción de la geomorfología fluvial y la vegetación. Para ello utilizamos barrenas *pressler* y registramos la posición de cada árbol con un GPS (precisión de 3 m) (**Figura 5**).

En el laboratorio, las muestras se procesaron siguiendo el procedimiento estándar (Ballesteros-Cánovas *et al.*, 2015), esto es: (i) muestras montadas en soportes de madera, (ii) lijado y pulido hasta un grano 1200 más fino, (iii) medición de anillos de árboles usando un dispositivo LINTAB), (iv) datación cruzada utilizando referencias disponibles de la región y finalmente (iv) identificar anomalías de crecimiento (GA) causadas por DF, estos son: tejidos callosos, cicatrices, madera de reacción y liberación/reducción del crecimiento. Las anomalías del crecimiento se clasificaron según su intensidad (fuerte, media y débil). Se usó el índice ponderado (W_{it}) para identificar eventos de DF (Eq. 9).

$$W_{it} = \left(\left(\sum_{i=1}^n T_i * 7 \right) \right) + \left(\left(\sum_{i=1}^n T_s * 5 \right) \right) + \left(\left(\sum_{i=1}^n T_m * 3 \right) \right) + \left(\left(\sum_{i=1}^n T_w \right) \right) * \frac{\sum_{i=1}^n R_t}{\sum_{i=1}^n A_t} \quad \text{(Eq.9)}$$

donde T_i es una cicatriz por herida en el tronco, T_s es un GD fuerte, T_m es un GD intermedio y T_w es un GD débil. R_t representa el número de árboles que muestran un GD, y A_t el número total de árboles vivos en un año determinado t . Este índice considera el número y la intensidad de las alteraciones del crecimiento y la proporción de árboles afectados utilizados para la reconstrucción DF en un año determinado. Los flujos de detritos pasados se

definen como tales si el W_{it} y el número de perturbaciones del crecimiento (GD) superan un cierto umbral, y si en ese año se han observado más de dos cicatrices en el árbol. Los umbrales definidos en este estudio, en el que se persigue la identificación de eventos extremos, fueron de $GD \geq 2$ siendo necesario que existan dos heridas, y $W_{it} \geq 1$.



Figura 5: Marcas del evento torrencial de 5 de septiembre de 2022. (A) Línea de erosión y sedimentos en la vegetación (marcas de aguas altas, HWM). (B) Sedimentos en las hojas (marcas de aguas altas, HWM). (C) Descortezado a 2 m de altura (paleostage indicator, PSI). (D) Depósitos rocosos y leñosos (paleostage indicator, PSI).

4. Resultados y discusión

4.1. Reconstrucción de la magnitud del evento de DF

El área de la sección crítica afectada por el caudal tiene una superficie de 174,6 m². Según la fórmula del calado crítico, la velocidad estimada del DF fue de 6,3 m²/s. Estos datos proporcionan una descarga máxima de flujo de detritos de ca. 650 m³/s, para un tamaño de cuenca de 9.9 Km².

Por otro lado, los datos radar y observados en las estaciones cercanas indican que la intensidad de la lluvia desencadenante fue de 67 mm/h en el intervalo de 01:00 - 01:10

(10 minutos), y una precipitación acumulada de 26,34 mm entre 00:00 - 01:00. De acuerdo con el método MRM, el caudal líquido asociado fue de 115,4 m³/s. Esto sugiere que el caudal sólido (total-líquido) fue de 534,6 m³/s, lo que da una concentración máxima cercana al 80%.

Los coeficientes de fricción viscoso-turbulento se fijaron entre $550 \pm 25 \text{ m/s}^2$ y $675 \pm 25 \text{ m/s}^2$, correspondientes a flujos granulares (WSL 2017). El hidrograma se estimó empíricamente y se procedió a modelizar la zona de estudio con RAMMS y comprobando la altura modelizada con 17 HWM y 28 PSI y con la velocidad estimada en base al tamaño de cantos (Figura 6).

La Figura 7 muestra el ajuste de los resultados provisionales entre el flujo modelado y los HWM y PSI. Encontramos una desviación mayor (RMSE) entre la profundidad del agua modelada y los PSI/HWM en la sección inferior del canal simulado (1,1 m y 0,4 m, respectivamente). Los RMSE más bajos se encontraron en los alrededores de la sección crítica aguas arriba, con valores de 0,5 m y 0,1 m para PSI y HWM, respectivamente. Según la tipología de HWM y PSI, encontramos que las líneas de erosión proporcionaron los valores de RMSE más bajos (0,15 m), seguidas de las marcas de sedimento fresco en la vegetación (0,58 m).

Además, los resultados sugieren que el modelo reproduce razonablemente (resultados provisionales), las velocidades de flujo estimadas en cada parcela en función del tamaño de las rocas (estadísticas: Tabla 1, Figura 8). Las velocidades de flujo en las parcelas ubicadas en el canal del fondo (parcelas 5, 6, 7 y 8) fueron significativamente más altas que las parcelas ubicadas en posiciones más altas (parcelas 1, 2, 3 y 4).

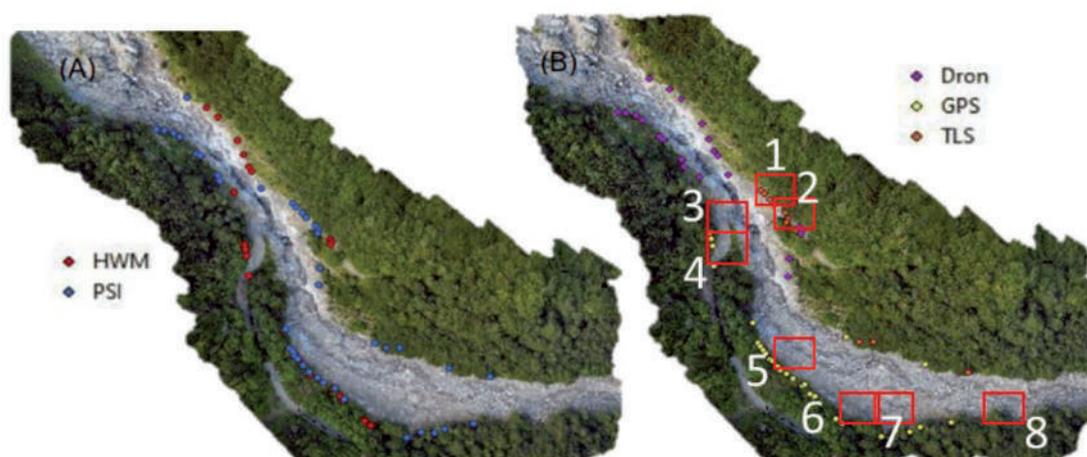


Figura 6: Localización de PSI y HWMs en las inmediaciones de la sección crítica usada para el cálculo del caudal, y ubicación de las parcelas para la estimación de la velocidad en base al diámetro de los clastos.

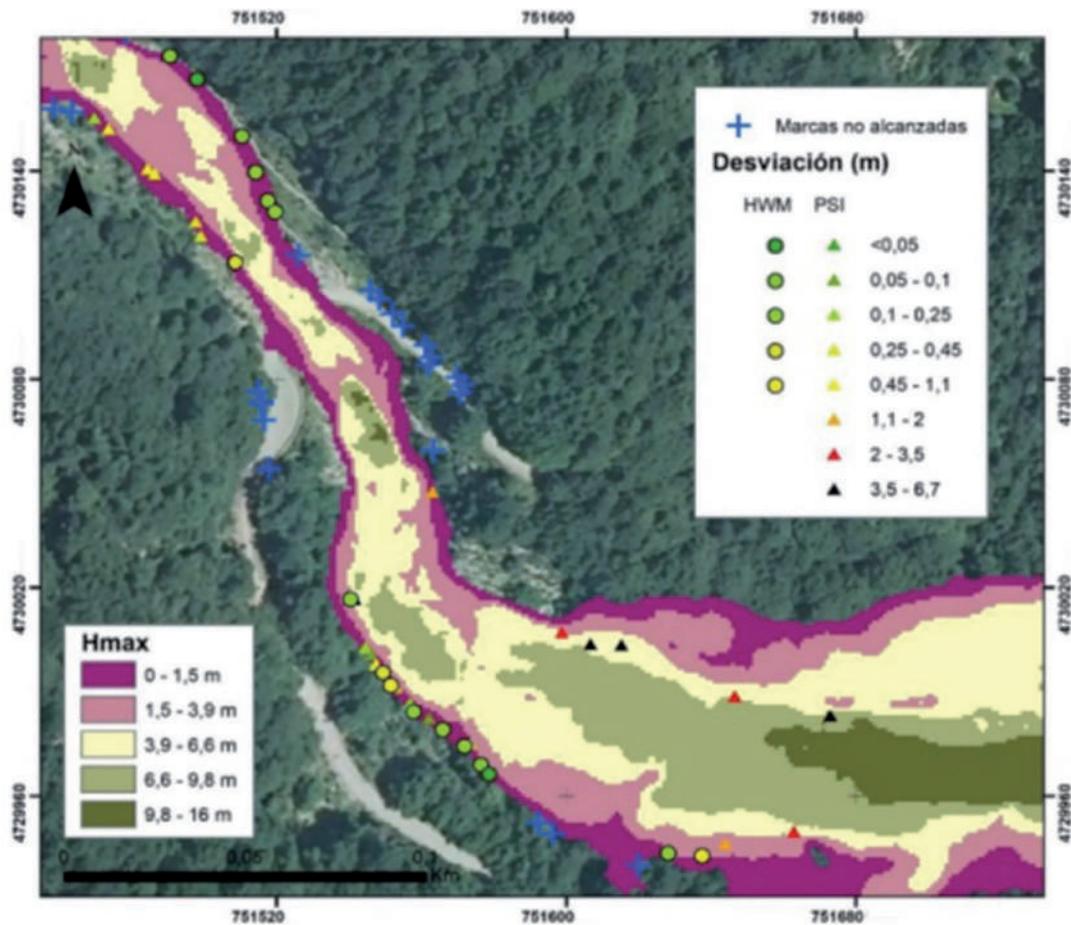


Figura 7: Ajuste de la altura de la lámina del flujo con los HWM y PSIs.

Tabla 1: Dimensión de cantos identificados en las 8 parcelas a lo largo del cauce y velocidades relacionadas de acuerdo con Costa 1983.

PLOTS	D max (mm)	V (m/s)	D med (mm)	V (m/s)
1	2590	8,27	290	2,85
2	1170	5,62	405	3,35
3	740	4,49	226	2,52
4	1070	5,38	296	2,88
5	3120	9,06	543	3,86
6	2610	8,30	626	4,14
7	4770	11,14	1170	5,62
8	3660	9,79	733	4,47

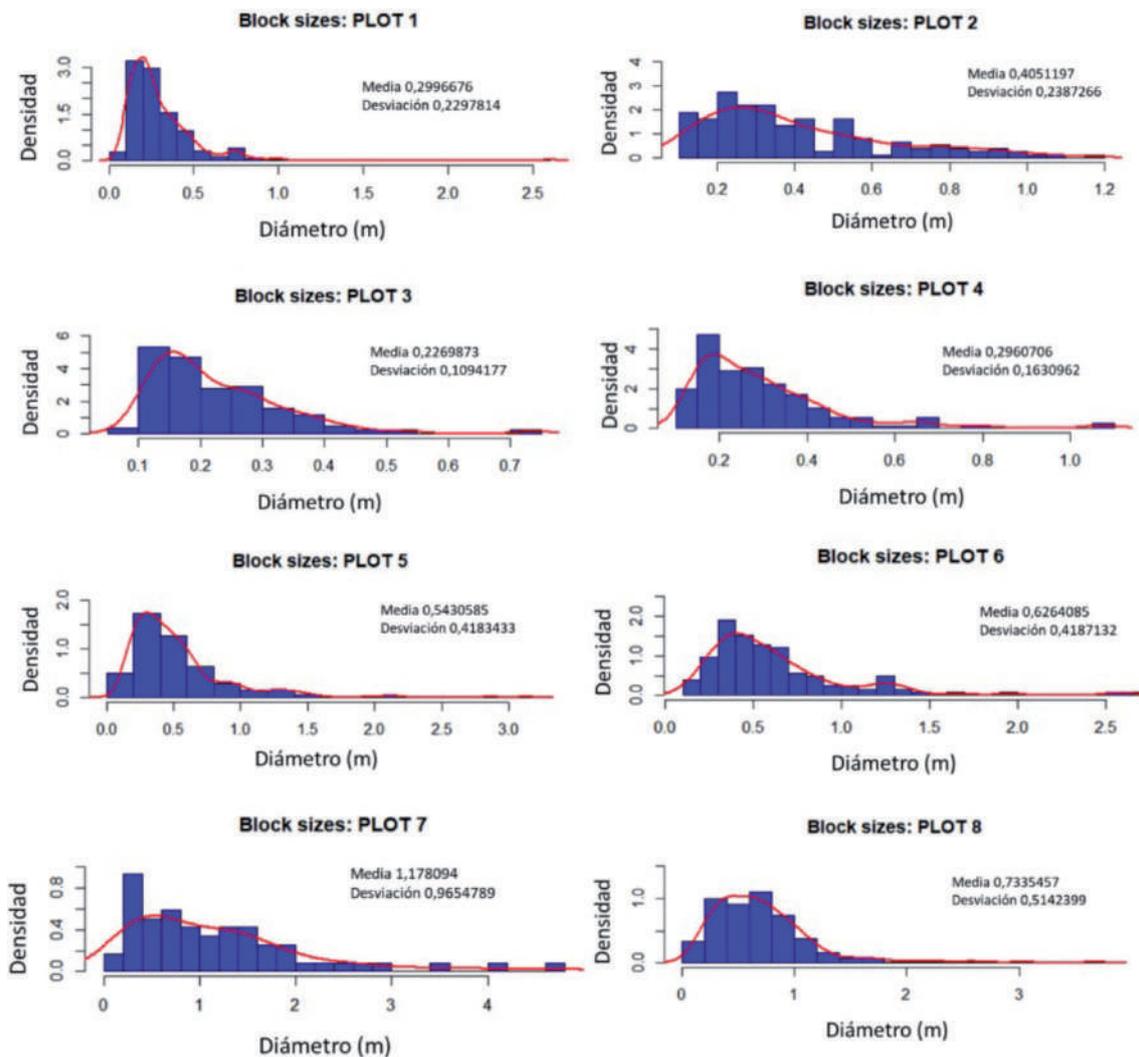


Figura 8: Diagramas de densidad de los tamaños de bloques clasificados por diámetro (m) para cada parcela analizada

4.2. Posible mecanismo desencadenante

De acuerdo con los datos, la condición meteorológica asociada al DF no puede considerarse extraordinaria. Los datos del radar sugieren una precipitación de 26,3 mm en 24h relacionado con una tormenta convectiva. La máxima intensidad de la lluvia fue importante con un valor de 67 mm/h en el intervalo de 01:00 - 01:10 y una precipitación acumulada de 26,34 mm entre 00:00 - 01:00 el 6 de septiembre (Figura 9). Estos datos están dentro de la media de los valores observados para lluvia desencadenante en zonas de montaña y de clima mediterráneo (Figura 10), especialmente para el caso de clima de montaña (Guzetti *et al.*, 2008).

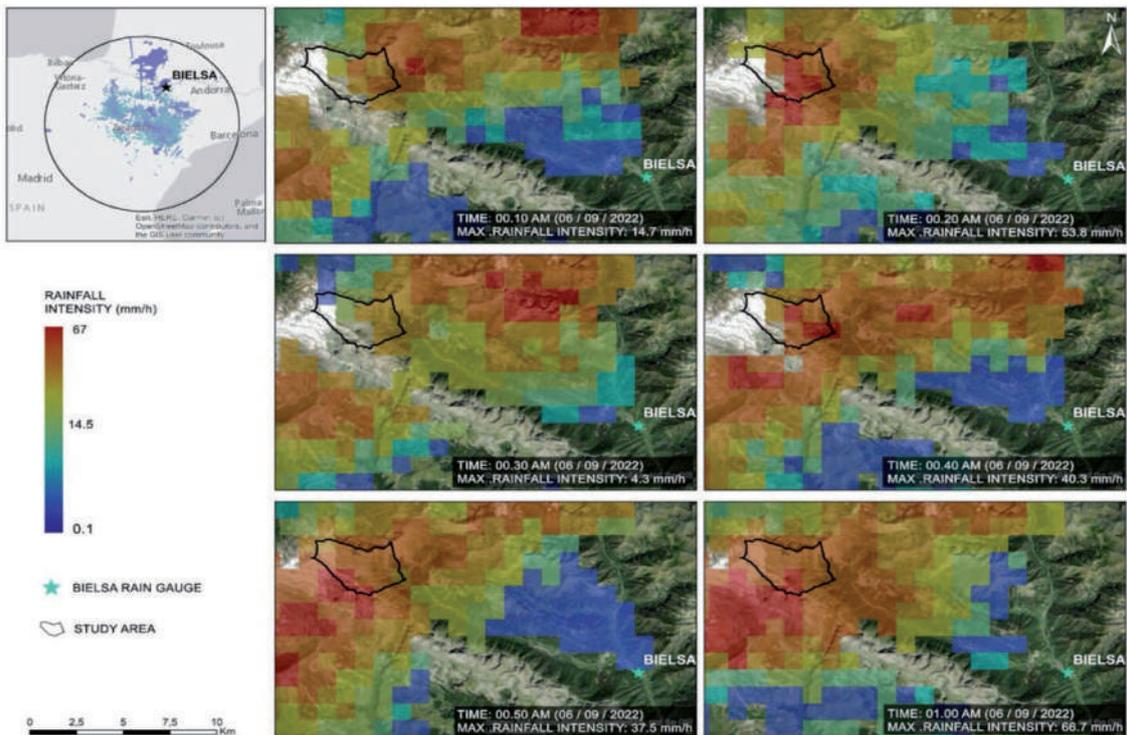


Figura 9: Evolución de las precipitaciones observadas con radar para el día del evento.

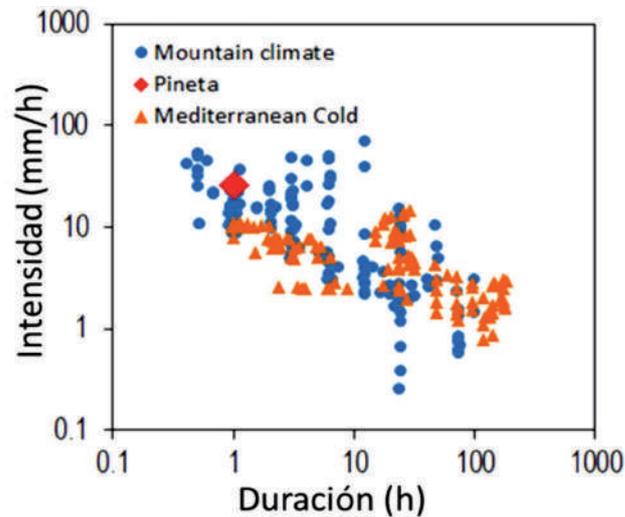


Figura 10: Relación entre la duración e intensidad de la lluvia para *debris flows* desencadenados en ambientes de montaña, ambientes mediterráneos fríos (Guzzetti *et al.*, 2008) y el evento de Pineta.

Al observar imágenes satelitales, se aprecian cambios geomórficos importantes en el cauce donde tuvo lugar un deslizamiento de rocas el 30 de junio de 2022 (Figura 11). Las fotografías aéreas tomadas con drones han posibilitado identificar la fuente de los sedimentos activados durante el evento en la parte superior del cauce. La identificación

del volumen movilizado está siendo actualmente analizado por medio de fotogrametría de imágenes históricas.

Estos datos evidencian la posible conexión entre las caídas de rocas en la parte alta de la cuenca y la movilización de estos sedimentos durante eventos de precipitación fuertes, pero no extraordinarios. Este mecanismo desencadenante está de acuerdo con la idea de que las cuencas de montaña pueden actuar como reservorios de sedimento que pueden movilizarse posteriormente (Hübl, 2018; Marchi *et al.*, 2019). De hecho, la disponibilidad de material debe considerarse como una variable en la generación de DF, produciendo que la respuesta de la cuenca sea no lineal. La disponibilidad de sedimentos puede estar asociada a procesos independientes que ocurran en la cuenca, tales como deslizamientos, caídas de rocas, o desestabilización de bancos de orilla (Church & Jakob, 2020; Heiser *et al.*, 2015).

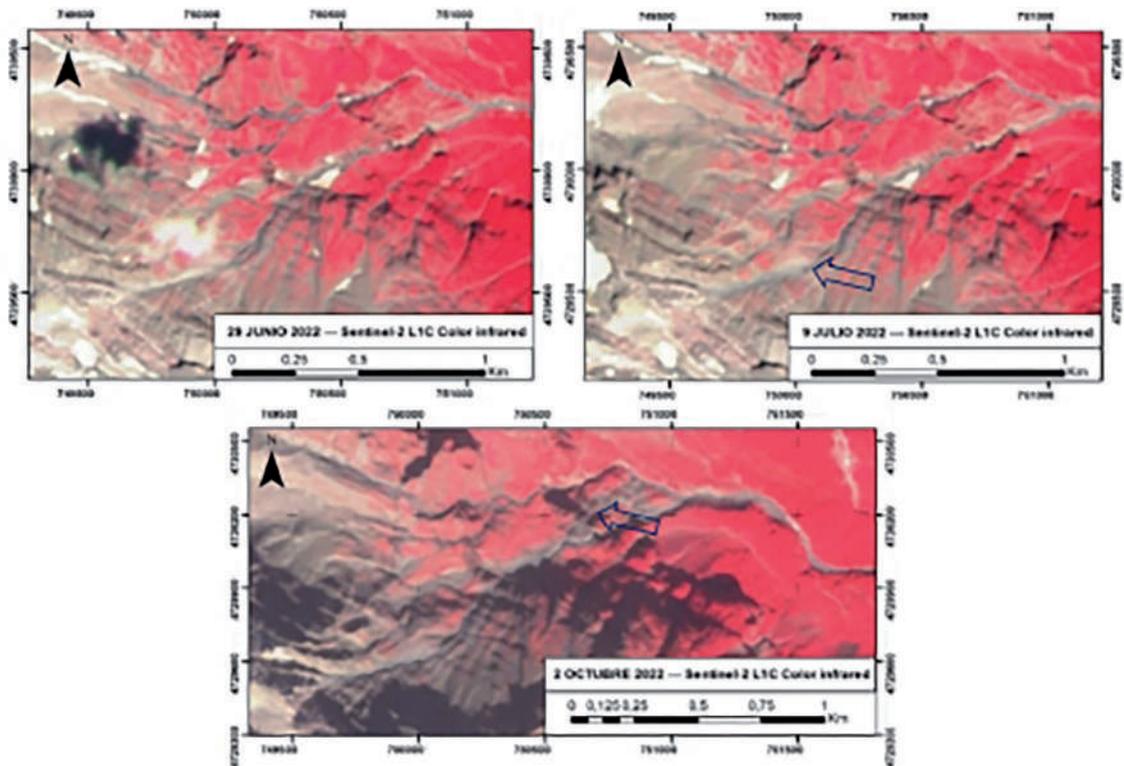


Figura 11: Imágenes satélites Sentinel-2 C antes de las caídas de rocas (29 de junio, 2022) después de las caídas de rocas (9 de julio) y después del evento de debris flows (2 de octubre).

4.3. Ocurrencia histórica de flujo de detritos

Para identificar la ocurrencia de eventos similares en la zona de estudio, se analizaron 52 árboles y se recolectaron 72 muestras con la barrena *pressler*. Las especies

analizadas fueron *Pinus sylvestris* y *Fagus sylvatica* en una proporción similar del 50 %, y un ejemplar de *Abies alba*. La edad promedio de los árboles fue de 96.5 ± 30.6 años para las hayas, y de 55.5 ± 30.1 años para los pinos. El abeto tuvo una edad de 70 años. El análisis dendrogeomorfológico, esto es, tras eliminar la influencia del clima, de los árboles afectados permitió datar 188 GD que fueron inducidos por la actividad pasada de flujo de detritos en la cuenca estudiada. La mayoría de los GD estaban relacionados con supresión en los crecimientos bruscos (128, 68%), seguido de heridas (31, 16%), aumento de crecimiento brusco (27, 14%) y madera de reacción (2, 1%). El W_{it} máximo fue de 10,2, para el año 1939.

Los resultados provisionales indican que han ocurrido un total de 6 DFs, en los que se observaron más de dos heridas y W_{it} por encima del umbral establecido, entre el periodo 1863 y la actualidad (Figura 12). Aunque los resultados son preliminares y requieren de una validación, los eventos reconstruidos no mostraron una representación espacial extensa. Los análisis demuestran un comportamiento diferencial, con una mayor probabilidad de ocurrencia detectada a mediados del siglo XX y una menor tendencia desde los años 1970's. Este patrón temporal es coherente con la evidencia de fotografías aéreas pasadas, en las que se observa una mayor actividad torrencial en la cuenca estudiada durante la década de los 1950's, en comparación con las últimas décadas.

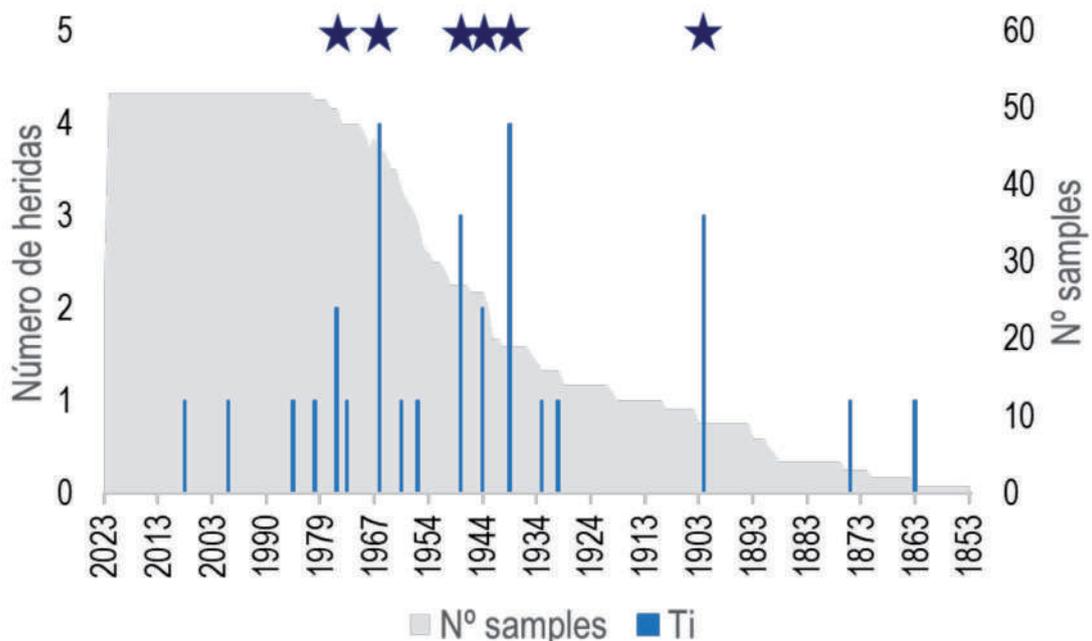


Figura 12. Evolución temporal de heridas detectadas en el registro de anillos de crecimiento de los árboles analizados. Las estrellas indican años con un evento potencial, donde al menos dos heridas han sido datadas.

5. Conclusiones e implicaciones

Los resultados preliminares de las investigaciones llevadas a cabo en la cuenca alta del Cinca refuerzan la hipótesis de que el evento extremo de DF ocurrido en septiembre 2022 fue facilitado por la caída de rocas ocurrida en junio del mismo año. Este evento fue de elevada magnitud, siendo insólito al menos desde mitad del siglo XX. La mayor parte del caudal determinado corresponde a un caudal sólido ocurrido durante unas precipitaciones que no se pueden considerar extremas. En una cuenca tan pequeña, esta carga sólida sólo se explica si hay un aporte importante de sedimentos. La acumulación de sedimentos inestables en la parte alta asociados al desprendimiento de junio de 2022, junto con la elevada conectividad de esta zona al canal fluvial ha condicionado el comportamiento torrencial de la cuenca. Esto implica un mecanismo desencadenante condicionado a la carga de sedimentos previa, lo que podría dificultar la interpretación de umbrales de precipitación desencadenante. El evento analizado supone una oportunidad para comprender el comportamiento no lineal de las cuencas de montaña del Pirineo, y en particular del valle de Pineta, donde la dependencia entre eventos puede facilitar que las cuencas tengan un comportamiento distinto desde un punto de vista geológico.

En un contexto de cambio climático, el aumento de la temperatura favorecerá la desestabilización del permafrost en zonas de alta montaña favoreciendo el desprendimiento de caídas de roca. Además, en este contexto se esperan un aumento de precipitaciones extremas. Ambas condiciones sugieren un aumento de la peligrosidad de eventos extremos, como el estudiado en esta investigación. Los resultados preliminares de esta investigación pone de manifiesto la necesidad de (i) monitorizar la evolución de las zonas de sedimento disponible a lo largo del valle; (ii) analizar la relación entre los procesos ocurridos en la parte alta de la cuenca y su expresión geomorfológica en el valle; (iii) elaborar nuevos modelos predictivos que incluyan la no-linealidad del comportamiento de estas cuencas, más allá de la intensidad de la precipitación; (iv) aportar una zonación de la peligrosidad asociada a este tipo de eventos. El equipo de investigación espera poder testar estos objetivos en un futuro proyecto de investigación.

6. Agradecimientos

Los autores agradecen la ayuda durante el trabajo de campo a Osvaldo Franco Ramos, Joe David Zambrano, Maria Pilar Rabanaque, Jaime Boyano, Paula Gómez, así como a la dirección y guardas del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido por

facilitarnos el acceso y los permisos necesarios para la realización de este estudio. Este trabajo está financiado con el proyecto EXTTreeM (PID2021-1245730A-100) MCIN/AEI/10.13039/50110001103.

7. Referencias bibliográficas

- ALFIERI, L., BISSELINK, B., DOTTORI, F., NAUMANN, G., DE ROO, A., SALAMON, P., & FEYEN, L. (2017). «Global projections of river flood risk in a warmer world». *Earth's Future*, 5(2), 171-182.
- BALLESTEROS-CÁNOVAS, J. A., KARIYA, Y., IMAIZUMI, F., MANCHADO, A. M. T., NISHII, R., MATSUOKA, N., & STOFFEL, M. (2023). «Debris-flow activity in the Japanese Alps is controlled by extreme precipitation and ENSO—Evidence from multi-centennial tree-ring records». *Global and Planetary Change*, 231, 104296.
- BALLESTEROS-CÁNOVAS, J. A., STOFFEL, M., ST GEORGE, S., & HIRSCHBOECK, K. (2015). A review of flood records from tree rings. *Progress in Physical Geography*, 39(6), 794-816.
- BENITO, G., GRODEK, T. y ENZEL, Y. (1998). «The geomorphic and hydrologic impacts of the catastrophic failure of flood-control-dams the 1996-Biescas flood (Central Pyrenees, Spain)». *Zeitschrift für Geomorphologie* 42, 417–437.
- BODOQUE, J. M., EGUIBAR, M. A., DÍEZ-HERRERO, A., GUTIÉRREZ-PÉREZ, I., & RUÍZ-VILLANUEVA, V. (2011). «Can the discharge of a hyperconcentrated flow be estimated from paleoflood evidence?». *Water Resources Research*, 47(12).
- CHURCH, M., & JAKOB, M. (2020). «What is a debris flood?». *Water resources research*, 56(8), e2020WR027144.
- COROMINAS, J., & ALONSO, E. E. (1990, August). *Geomorphological effects of extreme floods (November 1982) in the southern Pyrenees*. In Proc. of II Lausanne Symposia, August (pp. 295-302).
- COSTA, J. E. (1983). «Paleohydraulic reconstruction of flash-flood peaks from boulder deposits in the Colorado Front Range». *Geological Society of America Bulletin*. 94, 986-1004
- GALLART & CLOTEt, N. (1988). «Some aspects of the geomorphic processes triggered by an extreme rainfall event: the November 1982 flood in the Eastern Pyrenees». *Catena Supp.* 13: 79-95.
- GARCÍA-RUIZ, J. M. (2010). «The effects of land uses on soil erosion in Spain: A review». *Catena*, 81(1), 1-11.

- GAUME, E., BORGA, M., Llassat, M. C., MAOUCHE, S., LANG, M., & DIAKAKIS, M. (2016). *Mediterranean extreme floods and flash floods. The Mediterranean region under climate change. A scientific update*, 133-144.
- GUZZETTI, F., PERUCCACCI, S., ROSSI, M., & STARK, C. P. (2008). «The rainfall intensity–duration control of shallow landslides and debris flows: an update». *Landslides*, 5, 3-17.
- HEISER, M., SCHLÖGL, M., SPANGL, B., FUCHS, S., RICKENMANN, D., ZIMMERMANN, M., & SCHEIDL, C. (2023). «Repose time patterns of debris-flow events in alpine catchments». *Earth Surface Processes and Landforms*, 48(5), 1034-1051.
- HENDRICKX, H., LE ROY, G., HELMSTETTER, A., POINTNER, E., LAROSE, E., BRAILLARD, L., ... & FRANKL, A. (2022). «Timing, volume and precursory indicators of rock-and cliff fall on a permafrost mountain ridge (Mattertal, Switzerland)». *Earth Surface Processes and Landforms*, 47(6), 1532-1549.
- HÜBL, J. (2018). «Conceptual framework for sediment management in torrents». *Water*, 10(12), 1718.
- JAKOB, M., HUNGR, O., & JAKOB, D. M. (2005). *Debris-flow hazards and related phenomena* (Vol. 739). Berlin: Springer.
- KING, H.W. (1954). *Handbook of Hydraulics*. McGraw-Hill, New York, NY.
- LEMUS-CANOVAS, M., & LOPEZ-BUSTINS, J. A. (2021). «Assessing internal changes in the future structure of dry–hot compound events: the case of the Pyrenees». *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 21(6), 1721-1738.
- LLASAT, M. C., MARCOS, R., LLASAT-BOTIJA, M., GILABERT, J., TURCO, M., & QUINTANA-SEGÚ, P. (2014). «Flash flood evolution in north-western Mediterranean». *Atmospheric Research*, 149, 230-243.
- LÓPEZ-MORENO, J. I., BEGUERÍA, S., & GARCÍA-RUIZ, J. M. (2006). «Trends in high flows in the central Spanish Pyrenees: response to climatic factors or to land-use change?». *Hydrological Sciences Journal*, 51(6), 1039-1050.
- MANI, P., ALLEN, S., EVANS, S. G., KARGEL, J. S., MERGILI, M., PETRAKOV, D., & STOFFEL, M. (2023). «Geomorphic Process Chains in High-Mountain Regions. A Review and Classification Approach for Natural Hazards Assessment. *Reviews of Geophysics*, 61(4), e2022RG000791.
- MARCHI, L., CAZORZI, F., ARATTANO, M., CUCCHIARO, S., CAVALLI, M., & CREMA, S. (2021). «Debris flows recorded in the Moscardo catchment (Italian Alps) between 1990 and 2019». *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 21(1), 87-97.
- MINISTERIO DE FOMENTO. (2016). «Norma 5.2-IC drenaje superficial de la Instrucción de Carreteras». *Boletín Of. Estado*, 60, 18882-19023.

- MINISTERIO DE OBRAS PÚBLICAS (1987). *Cálculo hidrometeorológico de caudales máximos en pequeñas cuencas naturales*. Textos de la Dirección General de Carreteras, (12), 1987.
- O'CONNOR, J.E., HARDISON, J.H. y COSTA, J.E. (2001). *Debris Flows From Failures Neoglacial-Age Moraine Dams in the Three Sisters and Mount Jefferson Wilderness Areas, Oregon*. In: Professional Paper 1606. U.S. Geological Survey.
- SALAZAR-RINCÓN, A., MATA-CAMPO, M. P., RICO-HERRERO, M. T., VALERO-GARCÉS, B. L., OLIVA-URCIA, B., IBARRA, P., ... & HORDA, G. (2013). «El paleolago de La Larri (Valle de Pineta, Pirineos): significado en el contexto del último máximo glaciar en el Pirineo». *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 39(1), 97-116.
- SERRANO-NOTIVOLI, R., BEGUERÍA, S., SAZ, M. Á., & DE LUIS, M. (2018). «Recent trends reveal decreasing intensity of daily precipitation in Spain». *International Journal of Climatology*, 38(11), 4211-4224.
- STOFFEL, M., TRAPPMANN, D. G., COULLIE, M. I., BALLESTEROS CÁNOVAS, J. A., & CORONA, C. (2024). «Rockfall from an increasingly unstable mountain slope driven by climate warming». *Nature Geoscience*, 1-6.
- TÉMEZ PELÁEZ, J. R. (1978). *Cálculo hidrometeorológico de caudales máximos en pequeñas cuencas naturales*. MOPU Secretaría General Técnica. Servicio de Publicaciones.
- WEBER, S., BEUTEL, J., FAILLETTAZ, J., HASLER, A., KRAUTBLATTER, M., & VIELI, A. (2017). «Quantifying irreversible movement in steep, fractured bedrock permafrost on Matterhorn (CH)». *The Cryosphere*, 11(1), 567-583.
- WHITE, S., GARCÍA-RUIZ, J. M., MARTÍ, C., VALERO, B., ERREA, M. P., & GÓMEZ-VILLAR, A. (1997). «The 1996 Biescas campsite disaster in the Central Spanish Pyrenees, and its temporal and spatial context». *Hydrological Processes*, 11(14), 1797-1812.
- WIRZ, V., GEERTSEMA, M., GRUBER, S., & PURVES, R. S. (2016). *Temporal variability of diverse mountain permafrost slope movements derived from multi-year daily GPS data, Mattertal, Switzerland*. *Landslides*, 13, 67-83.

3. Permafrost de montaña en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido: información desde la cueva Devaux

Miguel Bartolomé

Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC), Madrid, España
Swiss Institute for Speleology and Karst Studies (SISKA), La Chaux-de-Fonds, Switzerland
Geological Institute, NO G59, Department of Earth Sciences, Zurich, Switzerland

Gerard Cazenave

Société de Spéléologie et de Préhistoire des Pyrénées Occidentales (SSPPO), Pau, Francia

Ana Moreno

Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), Zaragoza, España



1. Introducción

Las regiones montañosas representan uno de los entornos más afectados por el cambio climático actual. Las zonas en latitudes medias y zonas de gran altitud alojan permafrost de montaña, un fenómeno excepcionalmente sensible e inestable que responde rápidamente a los cambios ambientales (Harris *et al.*, 2003; Biskaborn *et al.*, 2019). La capacidad de respuesta del permafrost y su distribución espacial están influenciadas por varios factores, incluidos la distribución y espesor de la cobertura de nieve, la topografía, la disponibilidad de agua o su temperatura (Gruber and Haeberli, 2009). Para comprender la dinámica del permafrost de montaña, es necesario realizar una aproximación multidisciplinaria que abarque mediciones como la temperatura de las rocas en perforaciones, las temperaturas de la base de la cobertura de nieve (BTS), metodologías geofísicas y mapeos meticulosos (incluyendo geomorfología y análisis térmico) (e.g. Lewkowicz and Ednie, 2004; Serrano *et al.*, 2019; Biskaborn *et al.*, 2019).

Por otro lado, las investigaciones sobre el paleo-permafrost (e.g. Vaks *et al.*, 2020) junto con estudios contemporáneos del permafrost, arrojan luz sobre las dinámicas pasadas, presentes y futuras del permafrost de montaña. Comprender el permafrost pasado requiere registros sedimentarios, a menudo preservados en cuevas situadas en altitudes y/o latitudes

elevadas. Los cambios en la distribución del permafrost pasado a lo largo del tiempo y el espacio se pueden estudiar a través de espeleotemas (estalagmitas, columnas) tanto en regiones polares de alta latitud (e.g. Vaks *et al.*, 2013, 2020; Li *et al.*, 2021) como en zonas de latitudes medias (Lundberg and McFarlane, 2007; Fankhauser *et al.*, 2016; Lechleitner *et al.*, 2020) ya que la formación de espeleotemas requiere la presencia de agua líquida.

Las cuevas de hielo, que contienen hielo perenne formado a través de la transformación de la nieve o la congelación del agua infiltrada (Perşoiu and Lauritzen, 2018), sirven como valiosos archivos paleoclimáticos (e.g. Stoffel *et al.*, 2009; Spötl *et al.*, 2013; Perşoiu *et al.*, 2017; Sancho *et al.*, 2018; Leunda *et al.*, 2019). Recientemente, los carbonatos formados durante la congelación gradual del agua dentro de las cuevas, conocidos como carbonatos criogénicos, han surgido como indicadores de la degradación y espesor del permafrost, y la formación de hielo sub-superficial (e.g. Žák *et al.*, 2004, 2012; Richter *et al.*, 2010; Luetscher *et al.*, 2013; Orvošová *et al.*, 2014; Spötl and Cheng, 2014; Bartolomé *et al.*, 2015; Dublyansky *et al.*, 2018; Koltai *et al.*, 2020; Munroe *et al.*, 2021; Spötl *et al.*, 2021).

Numerosas cuevas de hielo se encuentran en regiones donde la temperatura media anual del aire exterior supera los 0°C (Perşoiu and Lauritzen, 2018), siendo altamente vulnerables al calentamiento climático de nuestros días (Kern and Perşoiu, 2013). Estas cuevas representan anomalías térmicas locales influenciadas por la geometría de la cueva y los patrones de ventilación. Sus depósitos de hielo indican la presencia esporádica de permafrost en un lugar, pero no proporcionan información sobre condiciones térmicas a mayor escala. Por el contrario, en altitudes y latitudes elevadas, algunos depósitos de hielo en cuevas persisten debido a la presencia de permafrost en condiciones climáticas actuales. El permafrost de montaña está confinado a áreas donde existe un cinturón periglacial, caracterizado por una temperatura media anual $\leq 0^\circ\text{C}$. En los Pirineos Centrales, algunos estudios sugieren la posible presencia de permafrost por encima de los 2750 m.s.n.m. (Serrano *et al.*, 2019, 2020; Rico *et al.*, 2021).

A continuación, se presentan algunos de los principales resultados obtenidos en el marco del proyecto ORCHESTRA y derivados fundamentalmente de la publicación de Bartolomé *et al.*, (2023) en relación a las condiciones del permafrost en la cueva de Devaux, en donde se ha monitorizado la temperatura del aire, del agua y de la roca. Además, se utilizan los depósitos de hielo para: (i) documentar la distribución del permafrost dentro de esta cueva y (ii) para estudiar los procesos que dieron lugar a estos depósitos helados.

2. Contexto

La entrada de la cueva Devaux se encuentra a ~2838 m s.n.m. en la cara noreste del circo de Gavarnie (Francia), dentro del macizo de Monte Perdido (Fig. 1a). Esta cueva está ubicada entre el Parque Nacional de los Pirineos (Francia) y el Parque Nacional de Ordesa y Monte

Perdido (España). Nombrada en honor a Joseph Devaux, quien la descubrió y exploró en 1928, la cueva ha sido objeto de investigaciones posteriores en relación con su hidrogeología y microclimatología, y se han realizado descripciones preliminares de sus depósitos (e.g. Devaux, 1929; Rösch and Rösch, 1935; Rösch, 1949; du Cailar *et al.*, 1953; Requirand, 2014; Bartolomé *et al.*, 2023). El espesor de caliza sobre la cueva varía entre aproximadamente 200 y 250 m. La cueva tiene dos entradas conocidas: la inferior corresponde a la salida principal del río de la cueva (manantial Brulle, Fig. 1b, c), mientras que la entrada superior se conoce como el “Porche” (Fig. 1b). Entre estas dos entradas, una pequeña galería se abre a +1.2 m sobre el manantial Brulle (Fig. 1d). Brulle es uno de los principales manantiales del circo de Gavarnie. Este manantial drena una cuenca de aproximadamente 2.6 km² ubicada en la cara sur del macizo (Fig. 1a). Un experimento de trazadores (du Cailar *et al.*, 1953) indicó que parte del agua de la cascada de Gavarnie, y por lo tanto probablemente también del manantial Brulle, proviene de un ponor en el Lago Helado ubicado aproximadamente 2.3 km al este de la cueva Devaux (Figs. 1a). Durante los meses más fríos, el manantial y la cascada de Gavarnie se congelan. En el macizo de Monte Perdido, la isoterma cero anual se encuentra aproximadamente a 2900 m. s.n.m. (López-Moreno *et al.*, 2016; Serrano *et al.*, 2019), mientras que el permafrost discontinuo está presente entre aproximadamente 2750 y 2900 m. s.n.m, y se vuelve más frecuente por encima de aproximadamente 2900 msnm en el lado norte (Serrano *et al.*, 2019). La actividad periglacial se caracteriza por glaciares rocosos, lóbulos de solifluxión y suelos ordenados (Feuillet, 2011).

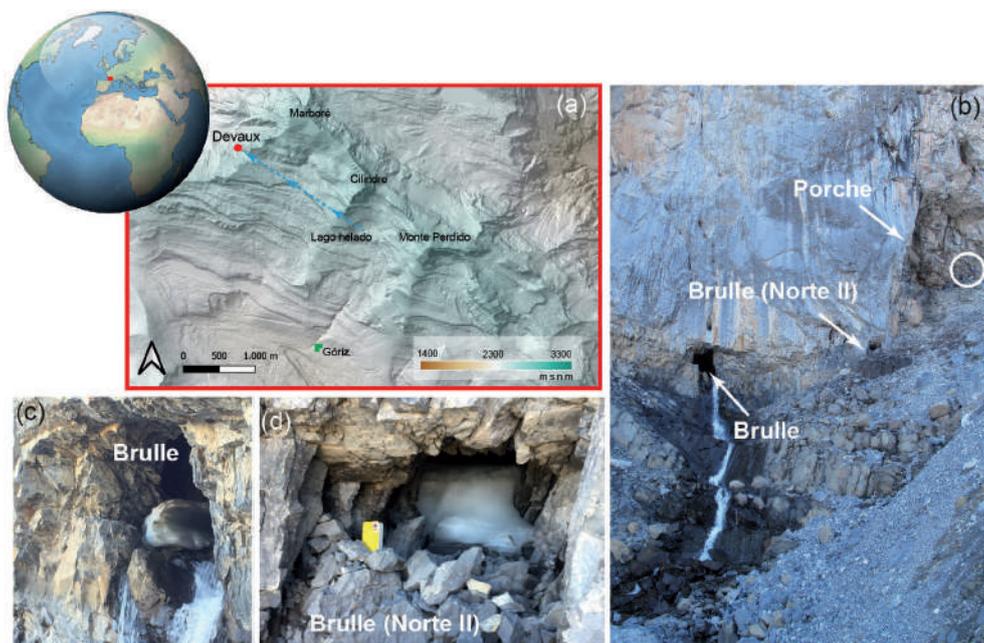


Figura 1: (a) Localización de la cueva de Devaux y dirección del agua subterránea desde el lago helado hasta la cascada de Gavarnie (du Cailar *et al.*, 1953). (b) Localización del manantial Brulle, el manantial secundario (Brulle-Norte II) y la entrada principal (Porche). (c) Manantial Brulle parcialmente obstruido por restos de hielo. (d) Manantial secundario (Brulle-Norte II) obstruido por el hielo.

3. Métodos

Se colocaron un total de 15 sensores de temperatura en los primeros ~350 metros de la cueva para monitorear la temperatura del aire (11), del agua (2) y de la roca (2) (Fig. 2). La temperatura de la roca se registró en dos sitios (R1 y R2 en las salas D y K, respectivamente) utilizando un sensor con dos sondas de temperatura externas, las cuales se introdujeron en la roca tras realizar perforaciones de 90 cm de longitud. También se registraron las variaciones de temperatura en el exterior de la cueva a altura de la entrada principal (Porche) y con la estación meteorológica del Pic du Midi de Bigorre, localizada a ~28 km hacia el norte y a una altura de 2860 m s.n.m. Además, se realizó un reconocimiento de los principales depósitos localizados en la cueva.

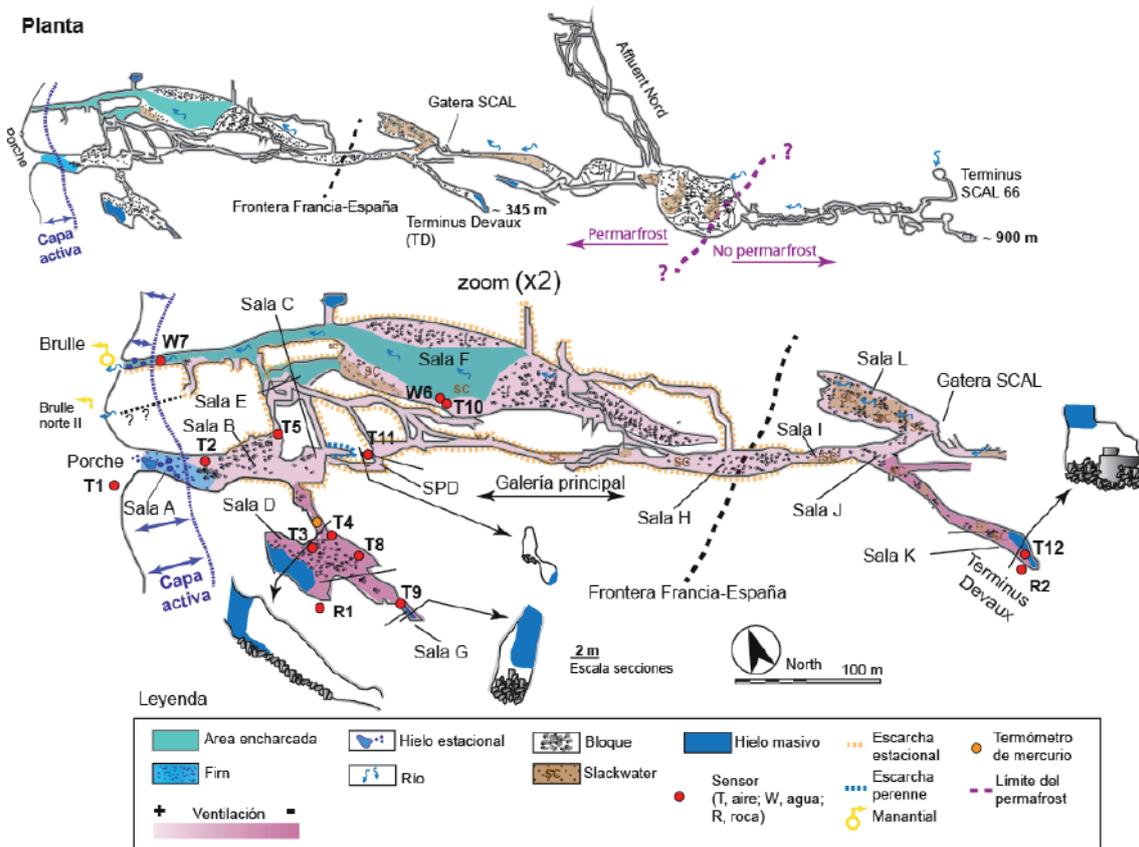


Figura 2. Topografía en planta de la cueva Devaux (y zoom), principales morfologías, régimen térmico en los diferentes sectores de la cueva y localización de los sensores instalados. Topografía original: Marc Galy, Groupe Spéléologique des Pyrénées (GSPY 86).

4. Resultados y discusión

4.1. Características térmicas y geomorfológicas de la cueva Devaux

La temperatura media anual a la altura de la cueva es de aproximadamente $0\text{ }^{\circ}\text{C}$ ($-0.04\text{ }^{\circ}\text{C}$; 2017-2021), mientras que en la cara sur del macizo a similar altura es positiva ($1.8\text{ }^{\circ}\text{C}$). El circo de Gavarnie, orientado al norte, está asociado con una clara anomalía de radiación (Fig. 3). Se observan valores inferiores a 215 kWh/m^2 a aproximadamente 2000 m y entre aproximadamente 2800 y 2900 m s.n.m correspondientes al fondo del circo, el área ubicada detrás del pico La Torre y los alrededores de la cueva Devaux. En la entrada de la cueva, el valor es de solo de 390 kWh/m^2 , en marcado contraste con las áreas de la cumbre y sus alrededores, donde se superan los 1500 kWh/m^2 (Fig. 3).

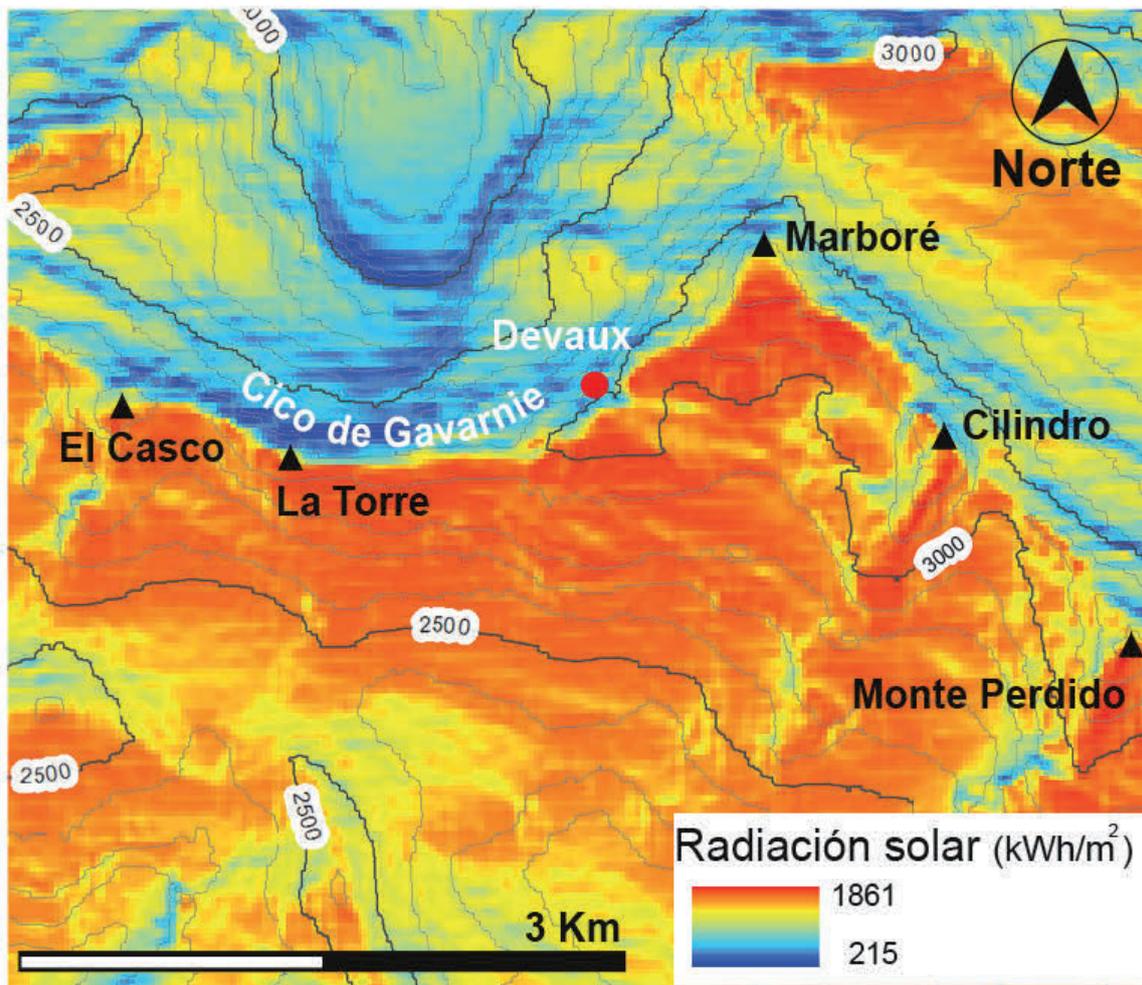


Figura 3. Mapa de radiación solar donde se observa el contraste entre el circo de Gavarnie y la cara sur del macizo de Monte Perdido. Modificada de Bartolomé *et al.*, (2023).

Durante finales de invierno o inicios de la primavera, el río de la cueva comienza a congelarse en el manantial, lo que provoca el bloqueo de la galería, pudiendo esta quedar completamente o parcialmente taponada, lo que lleva al represamiento del agua dentro de la cueva y la formación de un pequeño lago (Rösch and Rösch, 1935). Las observaciones de la cámara web (Gavarnie, Refugio Oxygène) sugieren que el manantial Brulle puede congelarse desde finales de noviembre hasta mediados de mayo, coincidiendo con la congelación de la cascada de Gavarnie. Las fotografías históricas (e.g. Devaux, 1929; Rösch and Rösch, 1935), junto con las observaciones realizadas, indican que las nevadas durante el invierno y la primavera pueden llegar hasta la surgencia, contribuyendo también al posible bloqueo de los manantiales. Las investigaciones realizadas durante los meses de verano revelan un flujo de aire predominante desde la zona interna de la cueva hacia la zona externa, saliendo a través de las entradas Brulle y Porche. Por el contrario, durante las estaciones más frías, un patrón de flujo de aire opuesto es esperable. El flujo de aire es apenas perceptible en las salas D, G y cerca de K, alejadas de las galerías principales de la cueva.

4.2. Régimen térmico, geomorfología y presencia de permafrost

La cueva se puede dividir en áreas distintas según su régimen térmico: galerías ventiladas (salas A, B, C y F, y la galería principal desde SPD hasta la gatera SCAL) y sectores poco ventilados fuera de la ruta principal del flujo de aire (salas D, G, K; Figs. 2, 4).

Sectores bien ventilados

Los datos de temperatura del aire ($T2_{\text{aire}}$, $T5_{\text{aire}}$, $T10_{\text{aire}}$, $T11_{\text{aire}}$) y del agua ($W6_{\text{agua}}$, $W7_{\text{agua}}$) muestran grandes oscilaciones estacionales. Todos los sensores excepto $T11_{\text{aire}}$ muestran algunos días de temperaturas positivas durante el verano. El sensor $T2_{\text{aire}}$ (2011-2012; Fig. 4), más cercano a la entrada de Porche, muestra la correlación más alta con la temperatura externa. El sensor $T5_{\text{aire}}$ (2017-2021; Fig. 4) en la sala B también muestra una alta correlación con la temperatura exterior. Durante el periodo de enfriamiento principal de la cueva que tiene lugar entre finales de octubre y mayo, la correlación con la temperatura exterior es alta, mientras que, durante el verano y parte del otoño, la correlación disminuye notablemente. El sensor $T11_{\text{aire}}$ (2018-2021; Fig. 4) está parcialmente protegido del flujo de aire y muestra una correlación más baja a pesar de estar ubicado en una galería bien ventilada (sala SPD). También durante los meses de invierno, las correlaciones son más bajas que en $T5_{\text{aire}}$. El sensor $T10$ (2014-2015; Fig. 4) no muestra ninguna correlación con la temperatura externa.

Sectores de la cueva poco ventilados

Los sensores ubicados en las salas D ($T3_{\text{aire}}$, $T4_{\text{aire}}$, $T8_{\text{aire}}$), G ($T9_{\text{aire}}$), K ($T12_{\text{aire}}$) y los sensores de temperatura de la roca ($R1_{\text{roca}}$, $R2_{\text{roca}}$) muestran temperaturas del aire y

de la roca por debajo de 0 °C durante el período de monitoreo con pequeñas oscilaciones y una correlación débil y/o insignificante con la temperatura del aire externo. El sensor R1_{roca} (Fig. 4) registró temperaturas de roca consistentemente por debajo de 0 °C durante todo el período de monitoreo. Este sensor muestra una temperatura media de la roca de -1,24 y -1,27 °C para las dos sondas, similares, y dentro del margen de error de la temperatura del aire de la cueva (T3_{aire}, T9_{aire}; 2019-2021). Todos los sensores excepto T3_{aire} (2011-2012; Fig. 4) muestran temperaturas medias del aire y de la roca más bajas que la temperatura media externa durante el mismo período. Las variaciones de temperatura atenuadas en estas salas reflejan un intercambio de calor reducido en comparación con las partes bien ventiladas de la cueva. Los sensores T12_{aire} y R2_{roca} están ubicados en la sala K, y al igual que el sensor T11_{aire}, la morfología de la cámara los protege del flujo de aire. El sensor de temperatura de la roca (R2) muestra una temperatura ligeramente más variable que oscila entre -0,19 y -0,28 °C (medias de -0.24 y -0.23 °C para las sondas 1 y 2, respectivamente). El sensor T12_{aire} muestra una baja correlación con la temperatura externa, y lo mismo se observa para la correlación entre la temperatura exterior y el R2.

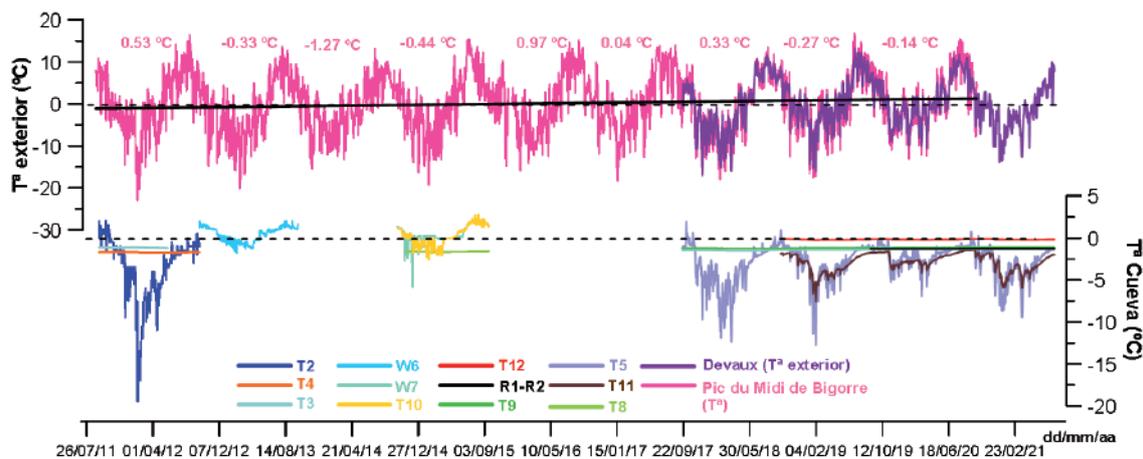


Figura 4. Variaciones de la temperatura del aire en la estación del Pic du Midi de Bigorre (rosa), en el exterior de la cueva Devaux (morado), y variaciones de la temperatura del aire (líneas marcadas con “T”), el agua (“W”) y la roca (“R”) en el interior de la cueva

Geomorfología

Los depósitos internos en la cueva están formados principalmente por depósitos de congelación de agua, sedimentos detríticos, como depósitos de arena y limo, y químicos como espeleotemas regulares y carbonatos y yesos criogénicos. A continuación, se describen los principales depósitos de hielo.

El hielo de congelación formado por la congelación del agua dentro de la cueva es el tipo de hielo más abundante, y los depósitos principales de hielo se localizan en las salas D, G, SPD y K (Fig. 2). La característica más relevante de estos cuerpos de hielo es su alta transparencia y aspecto masivo (Fig. 5a). El hielo transparente está presente en el techo, bloqueando chimeneas, galerías y fracturas (Fig. 5a).



Figura 5. (a) Hielo masivo y transparente en la sala G. (b) Restos de hielo estacional formados por el bloqueo del manantial por el hielo. (c) Restos de hielo que bloqueaban el manantial. (d) Escarcha tapizando el techo de una galería.

Un depósito de hielo muy transparente cubre la pared suroeste de la sala D y bloquea el acceso a una galería (Fig. 5a). La altura de este depósito alcanza aproximadamente los ~ 6 m, y su base está ubicada a unos ~ 20 m sobre Brulle. El volumen estimado varía de aproximadamente ~ 350 a ~ 710 m³. Se identificaron tres inconformidades marcadas por minerales criogénicos en esta masa de hielo. En la sala G (Figs. 2), un cuerpo de hielo (aproximadamente ~ 25.8 a 29.6 m sobre Brulle) está presente en el techo, y el volumen de hielo estimado es de aproximadamente ~ 180 m³. Una comparación con una fotografía histórica poco antes de 1953 (Casteret, 1953) demuestra que el cuerpo de hielo no ha cambiado significativamente durante los últimos 69 años. Las distancias entre el hielo y la roca medidas en cuatro puntos, sin embargo, revelan pequeños cambios

en tres de ellos. El primero ha retrocedido 9.8 mm desde 2014 (promedio de 0.9 mm a^{-1} , $n=2$), el segundo ha retrocedido 19.2 mm desde 2014 (promedio de 0.6 mm a^{-1} , $n=5$), y el tercero ha retrocedido 15.8 mm desde 2013 (promedio de 2.2 mm a^{-1} , $n=7$). A unos ~ 80 m desde la entrada, una pequeña sala descendente (SPD) (Figs. 2) alberga un pequeño volumen de hielo. Mediciones entre 2020 y 2021 indican un retroceso de 20 mm a^{-1} ($n=1$). Un último depósito de hielo importante está presente a unos ~ 280 m desde la entrada (sala K, Fig. 2), donde el hielo transparente y masivo (aproximadamente ~ 15.5 m sobre Brulle) llena actualmente una cúpula o chimenea (Figs. 2b, 6d). Otras masas de hielo aparecen tras de la gatera SCAL en la galería superior (Fig. 2), pero no han sido todavía estudiadas.

En contraste con estos depósitos masivos de hielo, el hielo estratificado de origen estacional está presente en las salas adyacentes al río (salas E y F) (Fig. 5b). Este hielo forma láminas de aproximadamente 10-15 cm de espesor que se encuentran en la sala F y áreas cercanas. Este hielo está relacionado con el represamiento y congelación del agua dentro de la cueva cuando el manantial Brulle se congela (Fig. 5c). Nuestras visitas de 2017 a 2021 permitieron observar que la mayoría del represamiento y la formación de hielo en la sala F ocurrieron durante el invierno y la primavera de 2017-2018, correspondiendo con los meses más fríos (tanto dentro de la cueva como fuera) del período de monitorización. Estas láminas de hielo se caracterizan por presentar superficies planas en ambos lados y claramente registran la congelación incompleta del agua represada. Las láminas de hielo desaparecieron en su mayor parte durante el verano y el otoño, y solo quedaron preservadas en las zonas más elevadas de la sala F.

Por otro lado, depósitos de hielo asociados con episodios anteriores de represamiento y congelación en la zona del río han desaparecido, y solo quedaron cambios de color en las paredes como testigos en la sala E. Una fotografía histórica ejemplifica estos niveles de hielo en el acceso entre las salas F y E (Fig. 6a, b). Otra característica importante es la presencia de escarcha, que se observó en las salas A, B, C, E y F y a lo largo de la galería entre SPD y J (Figs. 2, 5d). El tamaño de los cristales varía desde unos pocos milímetros hasta 4 cm y parece estar revistiendo algunas galerías y cúpulas, formando agregados que cuelgan del techo (Fig. 6h). Finalmente, las formaciones de hielo estacionales (por ejemplo, estalactitas y estalagmitas de hielo), así como los goteos, están restringidas a los ~ 15 m más exteriores, en las proximidades de ambas entradas, y en la parte más interna de la cueva (~ 500 m desde la entrada). Las formaciones de hielo estacionales están ausentes en sectores de la cueva donde están presentes los cuerpos de hielo transparente y la escarcha. Los depósitos de firn (hielo de transformación de nieve) están restringidos a la entrada.

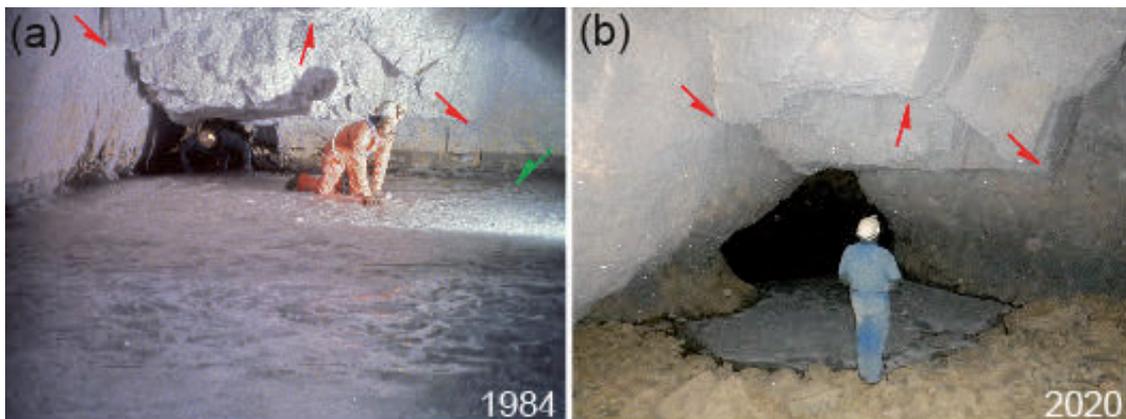


Figura 6. Foto comparativa de la altura del hielo en la misma zona en 1984 (a) y en 2020 (b).
Tomada de Bartolomé *et al.*, (2023).

5. Procesos que controlan el régimen térmico de la cueva y la extensión del permafrost

La cueva Devaux se caracteriza por temperaturas medias del aire y la roca más bajas que la temperatura media anual del exterior (Fig. 5). Las bajas temperaturas de la cueva en invierno inducen un flujo de aire hacia adentro y una anomalía térmica negativa asociada. Por el contrario, durante el verano, el aire frío y denso fluye hacia fuera de la cueva debido a la diferencia de temperatura entre el aire exterior y el interior. Patrones de ventilación estacional similares se han observado en otras cuevas de hielo (e.g. Luetscher *et al.*, 2008; Colucci and Guglielmin, 2019; Perşoiu *et al.*, 2021). Por otro lado, se registran temperaturas positivas tanto en el río de la cueva como en el aire en la entrada, reflejando el calor transportado por el agua (río) y la influencia de la temperatura externa (ver Luetscher *et al.*, 2008; Badino, 2010). La falta de correlación entre las temperaturas externas e internas, y la pequeña variabilidad de temperatura en las salas D, G y K reflejan su aislamiento térmico de las partes de la cueva bien ventiladas. Allí, el aparente equilibrio térmico entre la roca y la atmósfera de la cueva ($T_{\text{roca}} = T_{\text{aire}}$) apoya la idea de que el intercambio de calor está dominado por la conducción a través de la roca circundante.

La temperatura media a la altitud de la cueva es de -0.04°C (2017-2021), lo que sugiere que la isoterma de 0°C está ubicada cerca de la cueva. Utilizando una serie de técnicas (geomáticas, monitoreo de temperatura, temperatura en la base del manto de nieve (BTS), y mapeo geomorfológico y térmico), Serrano *et al.* (2019) observaron temperaturas medias anuales del suelo entre -1 y -2°C en la ladera norte del macizo del Monte Perdido, lo que sugiere que el permafrost discontinuo está presente entre 2750-2900 m s.n.m,

con permafrost más continuo a partir de 2900 m s.n.m. La orientación del circo de Gavarnie, así como el alto ángulo de pendiente y la sombra de los picos circundantes, favorecen la preservación del permafrost en elevaciones más bajas (e.g. Gubler *et al.*, 2011).

Dada la alta inercia térmica de la roca, la temperatura del permafrost en profundidad sigue estando bajo la influencia de condiciones climáticas pasadas (e.g. Haeberli *et al.*, 1984; Noetzli and Gruber, 2009), y, por lo tanto, parte del permafrost actual en el área podría ser heredado de épocas más frías anteriores (e.g. Colucci and Guglielmin, 2019). En particular, las bajas temperaturas medias anuales registradas en Pic du Midi de Bigorre a finales del siglo XIX fueron condiciones favorables para el desarrollo del permafrost. Así, quizás, el permafrost actual podría ser heredado de períodos más fríos, como por ejemplo de la Pequeña Edad de Hielo.

En cuevas de hielo bien ventiladas, la escarcha es la formación de hielo más dinámica a escala estacional. La presencia de escarcha perenne, sin embargo, es indicativa de un lecho de roca continuamente congelado y, por lo tanto, representativa de cuevas dentro de la zona de permafrost (e.g. Luetscher and Jeannin, 2018; Yonge *et al.*, 2018). En la cueva Devaux, se observa escarcha perenne en salas donde la roca está rodeada por pequeños cuerpos de hielo (por ejemplo, galería cerca de la sala SPD). Devaux, (1929) indicó la presencia de cristales de hielo en el techo en la entrada de la sala D. De la misma manera, du Cailar and Dubois, (1953) mostraron un corte esquemático de la sala D, donde están presentes cristales de hielo al principio de la sala. Estos informes históricos sugieren que estas áreas probablemente estaban más ventiladas en el pasado, lo que favoreció la formación de dicha escarcha. Por otro lado, la escarcha estacional está presente hoy en día en galerías ventiladas (A, B, C y F y entre SPD y J). La escarcha estacional en la sala B y C y en el área entre H a J desaparece al final del verano probablemente debido al calor proporcionado por el río de la cueva, como queda registrado en el sensor T5.

La presencia de permafrost en la cuenca de Devaux está respaldada por la ausencia de goteos y/o filtraciones (e.g. Luetscher and Jeannin, 2018; Vaks *et al.*, 2020). Los goteos activos y las formaciones de hielo estacionales se limitan a los primeros ~15 m de la cueva, así como a la parte interna (más allá de la sala K). Por lo tanto, el permafrost de montaña penetra longitudinalmente ~350 m desde la pared oriental del circo de Gavarnie hasta el lado sur del macizo. Por otro lado, dada la elevación de la cueva y la topografía sobre la cueva, el espesor máximo actual del permafrost en el lado sur del macizo del Monte Perdido es de ~200 m (sin tener en cuenta la capa activa).

6. Conclusiones

La investigación de la cueva de hielo de Devaux, basada en la monitorización de la temperatura de la cueva y en la descripción de los depósitos internos, proporciona información sobre el origen del permafrost de montaña moderno y pasado, los procesos que tienen lugar hoy en día y los depósitos asociados.

- La cueva Devaux consta de dos partes (o sectores) caracterizadas por diferentes regímenes térmicos. (1) Las partes cercanas a la entrada y la galería principal muestran grandes fluctuaciones de temperatura del aire de la cueva que superan estacionalmente los 0°C. Estas galerías están influenciadas por la ventilación con el exterior y por el calor liberado por el río subterráneo. (2) El sector interior y las cámaras aisladas se caracterizan por oscilaciones térmicas atenuadas y temperaturas constantemente por debajo de 0°C. Allí, la temperatura del aire de la cueva está principalmente controlada por la conducción de calor a través de la roca.
- La cueva Devaux se ve afectada por inundaciones a final del invierno/principios de la primavera cuando las principales surgencias se congelan, represando el agua dentro de la cueva y formando un lago. El bloqueo de las salidas requiere temperaturas por debajo de 0°C en el circo de Gavarnie, mientras que, en el lado sur del macizo del Monte Perdido, las temperaturas por encima de 0°C permiten la infiltración de agua.
- La ausencia de goteo en la mayor parte de la cueva, junto con la presencia de escarcha perenne/estacional, y la ubicación de cuerpos de hielo masivos en el techo y/o llenando cúpulas y galerías que no cambian anualmente son indicativos de la presencia de roca congelada rodeando la cueva. El permafrost en la cueva Devaux se atribuye a una combinación de sub-enfriamiento de rocas por ventilación del aire de la cueva y el entorno climático local que da lugar al desarrollo y/o preservación del permafrost heredado de períodos más fríos pasados. Actualmente, parece que el permafrost está presente sobre la cueva alcanzando una potencia máxima de ~200 m y una extensión lateral de ~350 m hacia la cara sur del macizo del Monte Perdido.
- Las condiciones climáticas actuales parecen ser aún favorables para la preservación del hielo dentro de esta cueva. Esta situación contrasta con la gran pérdida de masa de hielo en otras cuevas de hielo del macizo y del Pirineo.

7. Agradecimientos

Agradecemos a las direcciones del Parque Nacional de los Pirineos (Francia) y del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (España) su permiso para investigar en la cueva Devaux. También agradecemos a Jerome Labat (SSPPO), Claude Novoa, Álvaro Palacios, Maria Leunda, José Leunda, David Serrano, al personal del refugio de Góriz (<http://www.goriz.es>) y a la familia Palazzo (<http://www.hotelpalazio.com>) y al Ayuntamiento de Fanlo su ayuda durante el trabajo de campo. Esta investigación ha sido apoyada por los siguientes proyectos los cuales fueron financiados por el Organismo Autónomo de Parques Nacionales (OAPN) (ORCHESTRA ref. 2552/2020), la Agencia Estatal de Investigación de España (AEI-España; PYCACHU ref. PID2019-106050RB-I00; SPYRIT ref. CGL2016-77479-R), el proyecto PaleoICE EXPLORA (ref. CGL2015-72167-EXP), y el Comité regional de espeleología de Nouvelle Aquitaine.

8. Referencias

- BADINO, G.: *Underground Meteorology*. “What’s the weather underground?”. *Acta Carsologica*, 39, <https://doi.org/10.3986/ac.v39i3.74>, 2010.
- BARTOLOMÉ, M., SANCHO, C., OSÁCAR, M. C., MORENO, A., LEUNDA, M., SPÖTL, C., LUETSCHER, M., LÓPEZ-MARTÍNEZ, J. y BELMONTE, A.: «Characteristics of cryogenic carbonates in a Pyrenean ice cave (northern Spain)», *Geogaceta* 58, 107–110, 2015.
- BARTOLOMÉ, M., CAZENAVE, G., LUETSCHER, M., SPÖTL, C., GÁZQUEZ, F., BELMONTE, Á., TURCHYN, A. V., LÓPEZ-MORENO, J. I. y MORENO, A., «Mountain permafrost in the Central Pyrenees: insights from the Devaux ice cave», *The Cryosphere*, 17, 477-497, <https://doi.org/10.5194/tc-17-477-2023>, 2023.
- BISKABORN, B. K., SMITH, S. L., NOETZLI, J., MATTHES, H., VIEIRA, G., STRELETSKIY, D. A., SCHOENEICH, P., ROMANOVSKY, V. E., LEWKOWICZ, A. G., ABRAMOV, A., ALLARD, M., BOIKE, J., CABLE, W. L., CHRISTIANSEN, H. H., DELALOYE, R., DIEKMANN, B., DROZDOV, D., ETZELMÜLLER, B., GROSSE, G., GUGLIELMIN, M., INGEMAN-NIELSEN, T., ISAKSEN, K., ISHIKAWA, M., JOHANSSON, M., JOHANSSON, H., JOO, A., KAVERIN, D., KHOLODOV, A., KONSTANTINOV, P., KRÖGER, T., LAMBIEL, C., LANCKMAN, J.-P., LUO, D., MALKOVA, G., MEIKLEJOHN, I., MOSKALENKO, N., OLIVA, M., PHILLIPS, M., RAMOS, M., SANNEL, A. B. K., SERGEEV, D., SEYBOLD, C., SKRYABIN, P., VASILIEV, A., WU, Q., YOSHIKAWA, K., ZHELEZNYAK, M. y LANTUIT, H.: Permafrost is warming at a

- global scale, *Nature Communications*, 10, 264, <https://doi.org/10.1038/s41467-018-08240-4>, 2019.
- DU CAILAR, J. y DUBOIS, P., «Sur quelques modalités de formation et d'évolution des dépôts cristallins dans les cavités de haute altitude». En: *Premier congrès international de spéléologie*. Paris, Tome II, pp 325-333, 1953.
- DU CAILAR, J., COUDERC, J. y DUBOIS, P., «La source du Gave de Pau». *Annales de Spéléologie*, 181-203, 1953.
- COLUCCI, R. R. y GUGLIELMIN, M., «Climate change and rapid ice melt: Suggestions from abrupt permafrost degradation and ice melting in an alpine ice cave», *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 0309133319846056, <https://doi.org/10.1177/0309133319846056>, 2019.
- DEVAUX, J., «Nouvelle grotte Marboréenne». *La Natura*, 102-107, 1929.
- DUBLYANSKY, Y., MOSELEY, G. E., LYAKHNITSKY, Y., CHENG, H., EDWARDS, L. R., SCHOLZ, D., KOLTAI, G. y SPÖTL, C., «Late Palaeolithic cave art and permafrost in the Southern Ural», *Scientific Reports*, 8, 12080, <https://doi.org/10.1038/s41598-018-30049-w>, 2018.
- FANKHAUSER, A., MCDERMOTT, F. y FLEITMANN, D., «Episodic speleothem deposition tracks the terrestrial impact of millennial-scale last glacial climate variability in SW Ireland», *Quaternary Science Reviews*, 152, 104-117, <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2016.09.019>, 2016.
- FEUILLET, T., «Statistical Analyses of Active Patterned Ground Occurrence in the Taillon Massif (Pyrénées, France/Spain)», *Permafrost and Periglacial Processes*, 22, 228-238, <https://doi.org/10.1002/ppp.726>, 2011.
- GRUBER, S. y HAEBERLI, W., *Mountain Permafrost*, in: *Permafrost Soils*, edited by: Margesin, R., Springer, Berlin, Heidelberg, 33-44, https://doi.org/10.1007/978-3-540-69371-0_3, 2009.
- GUBLER, S., FIDDES, J., KELLER, M. y GRUBER, S., «Scale-dependent measurement and analysis of ground surface temperature variability in alpine terrain», *The Cryosphere*, 5, 431-443, <https://doi.org/10.5194/tc-5-431-2011>, 2011.
- HAEBERLI, W., RELLSTAB, W. y HARRISON, W. D., «Geothermal Effects of 18 ka BP Ice Conditions in the Swiss Plateau», *Annals of Glaciology*, 5, 56-60, <https://doi.org/10.3189/1984AoG5-1-56-60>, 1984.
- HARRIS, C., VONDER MÜHLL, D., ISAKSEN, K., HAEBERLI, W., SOLLID, J. L., KING, L., HOLMLUND, P., DRAMIS, F., GUGLIELMIN, M. y PALACIOS, D.: «Warming permafrost in European mountains», *Global and Planetary Change*, 39, 215-225, <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2003.04.001>, 2003.

- KERN, Z. y PERŞOIU, A., «Cave ice - the imminent loss of untapped mid-latitude cryospheric palaeoenvironmental archives», *Quaternary Science Reviews*, 67, 1-7, <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2013.01.008>, 2013.
- KOLTAI, G., SPÖTL, C. y CHENG, H., «Cryogenic cave carbonates in the Dolomites (Northern Italy): insights into Younger Dryas cooling and seasonal precipitation», *Climate of the Past Discussions*, 1-25, <https://doi.org/10.5194/cp-2020-107>, 2020.
- LECHLEITNER, F. A., MASON, A. J., BREITENBACH, S. F. M., VAKS, A., HAGHIPOUR, N. y HENDERSON, G. M., Permafrost-related hiatuses in stalagmites: Evaluating the potential for reconstruction of carbon cycle dynamics, *Quaternary Geochronology*, 56, 101037, <https://doi.org/10.1016/j.quageo.2019.101037>, 2020.
- LEUNDA, M., GONZÁLEZ-SAMPÉRIZ, P., GIL-ROMERA, G., BARTOLOMÉ, M., BELMONTE-RIBAS, Á., GÓMEZ-GARCÍA, D., KALTENRIEDER, P., RUBIALES, J. M., SCHWÖRER, C., TINNER, W., MORALES-MOLINO, C. y SANCHO, C., «Ice cave reveals environmental forcing of long-term Pyrenean tree line dynamics», *Journal of Ecology*, 107, 814-828, <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13077>, 2019.
- LEWKOWICZ, A. G. y EDNIE, M., «Probability mapping of mountain permafrost using the BTS method, Wolf Creek, Yukon Territory, Canada», *Permafrost and Periglacial Processes*, 15, 67-80, <https://doi.org/10.1002/ppp.480>, 2004.
- LI, T.-Y., BAKER, J. L., WANG, T., ZHANG, J., WU, Y., LI, H.-C., BLYAKHARCHUK, T., YU, T.-L., SHEN, C.-C., CHENG, H., KONG, X.-G., XIE, W.-L. y EDWARDS, R. L., «Early Holocene permafrost retreat in West Siberia amplified by reorganization of westerly wind systems», *Commun Earth Environ*, 2, 1-11, <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00238-z>, 2021.
- LÓPEZ-MORENO, J. I., REVUELTO, J., RICO, I., CHUECA-CÍA, J., JULIÁN, A., SERRETA, A., SERRANO, E., VICENTE-SERRANO, S. M., AZORIN-MOLINA, C., ALONSO-GONZÁLEZ, E., y GARCÍA-RUIZ, J. M., «Thinning of the Monte Perdido Glacier in the Spanish Pyrenees since 1981», *The Cryosphere*, 10, 681–694, <https://doi.org/10.5194/tc-10-681-2016>, 2016.
- LUETSCHER, M. y JEANNIN, P.-Y., «Chapter 12 - Ice Caves in Switzerland», in: *Ice Caves*, edited by: Perşoiu, A. and Lauritzen, S.-E., Elsevier, 221–235, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811739-2.00010-3>, 2018.
- LUETSCHER, M., LISMONDE, B. y JEANNIN, P.-Y., «Heat exchanges in the heterothermic zone of a karst system: Monlesi cave, Swiss Jura Mountains», *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 113, <https://doi.org/10.1029/2007JF000892>, 2008.
- LUETSCHER, M., BORREGUERO, M., MOSELEY, G. E., SPÖTL, C. y EDWARDS, R. L.: «Alpine permafrost thawing during the Medieval Warm Period identified from cryogenic cave carbonates», *The Cryosphere*, 7, 1073–1081, <https://doi.org/10.5194/tc-7-1073-2013>, 2013.

- LUNDBERG, J. y MCFARLANE, D. A., «Pleistocene depositional history in a periglacial terrane: A 500 k.y. record from Kents Cavern, Devon, United Kingdom», *Geosphere*, 3, 199–219, <https://doi.org/10.1130/GES00085.1>, 2007.
- MUNROE, J., KIMBLE, K., SPÖTL, C., MARKS, G. S., MCGEE, D. y HERRON, D., «Cryogenic cave carbonate and implications for thawing permafrost at Winter Wonderland Cave, Utah, USA», *Sci Rep*, 11, 6430, <https://doi.org/10.1038/s41598-021-85658-9>, 2021.
- NOETZLI, J. y GRUBER, S.: «Transient thermal effects in Alpine permafrost», *The Cryosphere*, 3, 85-99, <https://doi.org/10.5194/tc-3-85-2009>, 2009.
- ORVOŠOVÁ, M., DEININGER, M. y MILOVSKÝ, R., Permafrost occurrence during the Last Permafrost Maximum in the Western Carpathian Mountains of Slovakia as inferred from cryogenic cave carbonate, *Boreas*, 43, 750–758, <https://doi.org/10.1111/bor.12042>, 2014.
- PERȘOIU, A. y LAURITZEN, S.-E. (Eds.): *Ice caves*, Elsevier, Amsterdam, Netherlands, 729 pp., 2018.
- PERȘOIU, A., ONAC, B. P., WYNN, J. G., BLAAUW, M., IONITA, M. and HANSSON, M., «Holocene winter climate variability in Central and Eastern Europe», *Scientific Reports*, 7, 1196, <https://doi.org/10.1038/s41598-017-01397-w>, 2017.
- PERȘOIU, A., BUZJAK, N., ONACA, A., PENNOS, C., SOTIRIADIS, Y., IONITA, M., ZACHARIADIS, S., STYLLAS, M., KOSUTNIK, J., HEGYI, A. y BUTORAC, V.: «Record summer rains in 2019 led to massive loss of surface and cave ice in SE Europe», *The Cryosphere*, 15, 2383-2399, <https://doi.org/10.5194/tc-15-2383-2021>, 2021.
- REQUIRAND, C., «Hypothèse sur la formation des cristaux de gypse Grotte Glacée Devaux (Gavarnie - Hautes Pyrénées)». *Bulletin de la Société Ramon*. 11 pp, 2014.
- RICHTER, D. K., MEISSNER, P., IMMENHAUSER, A., SCHULTE, U. y DORSTEN, I.: «Cryogenic and non-cryogenic pool calcites indicating permafrost and non-permafrost periods: a case study from the Herbstlabyrinth-Advent Cave system (Germany)», *The Cryosphere*, 4, 501–509, <https://doi.org/10.5194/tc-4-501-2010>, 2010.
- RICO, I., MAGNIN, F., LÓPEZ MORENO, J. I., SERRANO, E., ALONSO-GONZÁLEZ, E., REVUELTO, J., HUGHES-ALLEN, L. y GÓMEZ-LENDE, M., «First evidence of rock wall permafrost in the Pyrenees (Vignemale peak, 3,298 m a.s.l., 42°46'16"N/0°08'33"W)», *Permafrost and Periglacial Processes*, 32, 673–680, <https://doi.org/10.1002/ppp.2130>, 2021.
- RÖSCH, G. y RÖSCH, J., «Visites à la grotte Devaux. La Montagne». *Revue du Club Alpin Français*, n.º 269, pp.171-178., 1935.
- RÖSCH, J., «Une exploration de la Grotte Devaux à Gavarnie». *Bulletin de la section du Sud-Ouest de la Club Alpin Français*, n.º 69, pp. 103-107, 1949.

- SANCHO, C., BELMONTE, Á., BARTOLOMÉ, M., MORENO, A., LEUNDA, M. y LÓPEZ-MARTÍNEZ, J., «Middle-to-late Holocene palaeoenvironmental reconstruction from the A294 ice-cave record (Central Pyrenees, northern Spain)», *Earth and Planetary Science Letters*, 484, 135-144, <https://doi.org/10.1016/j.epsl.2017.12.027>, 2018.
- SERRANO, E., SANJOSÉ-BLASCO, J. J. DE, GÓMEZ-LENDE, M., LÓPEZ-MORENO, J. I., PISABARRO, A. y MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ, A., «Periglacial environments and frozen ground in the central Pyrenean high mountain area: Ground thermal regime and distribution of landforms and processes», *Permafrost and Periglacial Processes*, 30, 292-309, <https://doi.org/10.1002/ppp.2032>, 2019.
- SERRANO, E., LÓPEZ-MORENO, J. I., GÓMEZ-LENDE, M., PISABARRO, A., MARTÍN-MORENO, R., RICO, I. y ALONSO-GONZÁLEZ, E.: «Frozen ground and periglacial processes relationship in temperate high mountains: a case study at Monte Perdido-Tucarroya area (The Pyrenees, Spain)», *J. Mt. Sci.*, 17, 1013-1031, <https://doi.org/10.1007/s11629-019-5614-5>, 2020.
- SPÖTL, C. y CHENG, H., «Holocene climate change, permafrost and cryogenic carbonate formation: insights from a recently deglaciated, high-elevation cave in the Austrian Alps», *Climate of the Past*, 10, 1349–1362, <https://doi.org/10.5194/cp-10-1349-2014>, 2014.
- SPÖTL, C., REIMER, P. J. y LUETSCHER, M., «Long-term mass balance of perennial firn and ice in an Alpine cave (Austria): Constraints from radiocarbon-dated wood fragments», *The Holocene*, 0959683613515729, <https://doi.org/10.1177/0959683613515729>, 2013.
- SPÖTL, C., KOLTAI, G., JAROSCH, A. H. y CHENG, H., «Increased autumn and winter precipitation during the Last Glacial Maximum in the European Alps», *Nat Commun*, 12, 1839, <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22090-7>, 2021.
- STOFFEL, M., LUETSCHER, M., BOLLSCHWEILER, M. y SCHLATTER, F., *Evidence of NAO control on subsurface ice accumulation in a 1200 yr old cave-ice sequence*, St. Livres ice cave, Switzerland, *Quaternary Research*, 72, 16–26, <https://doi.org/10.1016/j.yqres.2009.03.002>, 2009.
- VAKS, A., GUTAREVA, O. S., BREITENBACH, S. F. M., AVIRMED, E., MASON, A. J., THOMAS, A. L., OSINZEV, A. V., KONONOV, A. M. y HENDERSON, G. M., «Speleothems Reveal 500,000-Year History of Siberian Permafrost», *Science*, <https://doi.org/10.1126/science.1228729>, 2013.
- VAKS, A., MASON, A. J., BREITENBACH, S. F. M., KONONOV, A. M., OSINZEV, A. V., ROSENSAFT, M., BORSHEVSKY, A., GUTAREVA, O. S. y HENDERSON, G. M., «Palaeoclimate evidence of vulnerable permafrost during times of low sea ice», *Nature*, 577, 221–225, <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1880-1>, 2020.

- YONGE, C. J., FORD, D., HORNE, G., LAURIOL, B. y SCHROEDER, J.: «Chapter 15 - Ice Caves in Canada», in: *Ice Caves*, edited by: Perşoiu, A. and Lauritzen, S.-E., Elsevier, 285–334, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811739-2.00015-2>, 2018.
- ŽÁK, K., URBAN, J., CÍLEK, V. y HERCMAN, H.: «Cryogenic cave calcite from several Central European caves: age, carbon and oxygen isotopes and a genetic model», *Chemical Geology*, 206, 119-136, <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2004.01.012>, 2004.
- ŽÁK, K., RICHTER, D. K., FILIPPI, M., ŽIVOR, R., DEININGER, M., MANGINI, A. y SCHOLZ, D., «Coarsely crystalline cryogenic cave carbonate – a new archive to estimate the Last Glacial minimum permafrost depth in Central Europe», *Climate of the Past*, 8, 1821-1837, <https://doi.org/10.5194/cp-8-1821-2012>, 2012.

4. Explorando el acoplamiento del ritmo de la vegetación y el clima mediante *Phenocams*

Héctor Miranda Cebrián

Instituto Pirenaico de Ecología
(IPE – CSIC)

Marta Quintana Buil

Instituto Pirenaico de Ecología
(IPE – CSIC)

Ane Mugica Carnicero

Instituto Pirenaico de Ecología
(IPE – CSIC)

Manuel Pizarro Gavilán

Instituto Pirenaico de Ecología
(IPE – CSIC)

María Begoña García González

Instituto Pirenaico de Ecología
(IPE – CSIC)



1. Introducción

Todos los seres vivos siguen ciclos temporales a lo largo de su vida, lo que influye en el funcionamiento de los ecosistemas (Hopp, 1974). Algunos ejemplos de estos ciclos son los procesos migratorios de los animales, las épocas de reproducción en temporadas concretas del año en muchas especies o, simplemente, el nacimiento y caída de las hojas en las plantas. Estos ciclos están en gran medida determinados por el clima y su variabilidad intra- e interanual (Bounoua *et al.*, 1999; Root *et al.*, 2003). En el caso de la vegetación, las variaciones en la cantidad de luz solar a lo largo del año debido a la rotación de la Tierra, unidos a los cambios en la temperatura y disponibilidad de agua asociados a las estaciones del año en zona templadas como la Península Ibérica y el Pirineo, tienen un fuerte influjo sobre los procesos fisiológicos de las plantas (Gordo & Sanz, 2009; Hopp, 1974). Así pues, los cambios en la temperatura y precipitación están fuertemente relacionados con el brote de las nuevas hojas, el germinado de las semillas o la floración (Basler, 2016). Al estudio de estos cambios temporales y cíclicos se le denomina comúnmente como fenología, y a los diferentes estadios discretos por los que pasa un organismo durante estos ciclos, por ejemplo, la floración, se les conoce como fenofases. Estos ciclos

son de suma importancia para el funcionamiento de los ecosistemas, ya que controlan en gran medida sus flujos de materia y energía (Knorr *et al.*, 2010; Staggemeier *et al.*, 2020). La salida de la hoja marca el inicio de la actividad fotosintética de la vegetación, y por tanto la captación de energía proveniente del sol y dióxido de carbono de la atmósfera, así como de nutrientes en el suelo (Bounoua *et al.*, 1999). A su vez, la senescencia de las hojas y su caída al suelo implica un gran aporte de materia orgánica al mismo, que será recirculada hacia el resto del ecosistema (Nord & Lynch, 2009). En este transcurso, otros organismos también sincronizan su propia fenología con la de la vegetación, que al seguir sus ciclos naturales ha devenido en alimento y cobijo de decenas de especies, desde los invertebrados que se alimentan de sus hojas hasta las aves que comen y dispersan su fruto o anidan en sus ramas (Peñuelas *et al.*, 2002; Root *et al.*, 2003). Por tanto, es indiscutible que el estudio de la fenología de la vegetación aporta importante información sobre el estado y estabilidad de los ecosistemas, contribuyendo a una mejor gestión de los mismos (Morellato *et al.*, 2016).

1.1. Fenología y cambio global

Diversos autores han observado que los cambios de temperatura son capaces tanto de adelantar el inicio de las diferentes fenofases de la vegetación como de alargar dichas fases, por ejemplo, adelantando el inicio de la floración o retrasando la senescencia de las hojas (Badeck *et al.*, 2004; Seyednasrollah *et al.*, 2021; Sparks & Menzel, 2002). Por ello no es de extrañar que los cambios medioambientales que el planeta viene sufriendo en el último siglo, especialmente el cambio climático, caracterizado por una subida generalizada de las temperaturas (IPCC, 2023), puedan tener un efecto importante sobre la fenología de la vegetación (Cleland *et al.*, 2007). El adelantamiento del inicio de la temporada podría suponer, por un lado, una mayor susceptibilidad a heladas o bajadas bruscas de temperatura que dañase la vegetación (Badeck *et al.*, 2004; Porter & Semenov, 2005), y por otro, se podría dar una reducción en la productividad, o un desacople entre la vegetación y el resto de organismos que dependan de ella, por ejemplo, polinizadores (Harrington *et al.*, 1999; Memmott *et al.*, 2007). Así pues, el análisis de la fenología a largo plazo se presenta como una herramienta útil y robusta para el estudio de las consecuencias de los cambios en el clima sobre los ecosistemas (Morellato *et al.*, 2016; Tang *et al.*, 2016).

1.2. Estudio de la fenología

Existen diversos métodos para estudiar la fenología de la vegetación, desde los más manuales a los totalmente automatizados (Hopp, 1974). Los primeros se basan en monitorizar *in situ* los cambios que experimentan una población y un individuo de una especie concreta, anotando, por ejemplo, en qué fecha emerge la primera hoja o se

produce la floración de un árbol (Denny *et al.*, 2014). Estas técnicas son probablemente las más precisas en cuanto a que registran el momento exacto del cambio entre cada fenofase, pero requieren de un gran esfuerzo de personal. El otro grupo de técnicas están basados en la teledetección, es decir, en el cálculo de índices y productos derivados de imágenes obtenidas desde satélite o en la propia superficie (Brown *et al.*, 2016; Fisher *et al.*, 2006). Estos métodos tienen la ventaja de ser baratos y permitir trabajar con medidas continuas a varias escalas espaciales y asociar los cambios en la vegetación a cambios ambientales.

El objetivo principal de nuestro proyecto es sentar las bases para el estudio de los cambios en la fenología de la vegetación dentro del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido mediante sensores proximales de superficie.

2. Material y metodología

2.1. Zona de estudio

Para llevar a cabo el seguimiento de la fenología de la vegetación en el parque se establecieron cuatro zonas de estudio elegidas por sus diferencias ambientales, en las que fuese factible la instalación requerida (Fig. 1). En el valle de Ordesa se eligió la zona de bosque mixto junto a la senda de Turieto, principalmente compuesto de haya (*Fagus sylvatica*), fresno (*Fraxinus angustifolia*) y abeto (*Abies alba*). En la zona alta del parque se seleccionó una zona de pasto subalpino dominado por especies del género *Festuca* junto al refugio de Góriz. En el valle de Añisclo se eligió una zona de bosque mediterráneo dominado por *Quercus ilex* y *Quercus faginea* junto a la Ermita de San Úrbez, y en el valle de Pineta una zona de Hayedo (*Fagus sylvatica*) junto al Parador de Pineta.

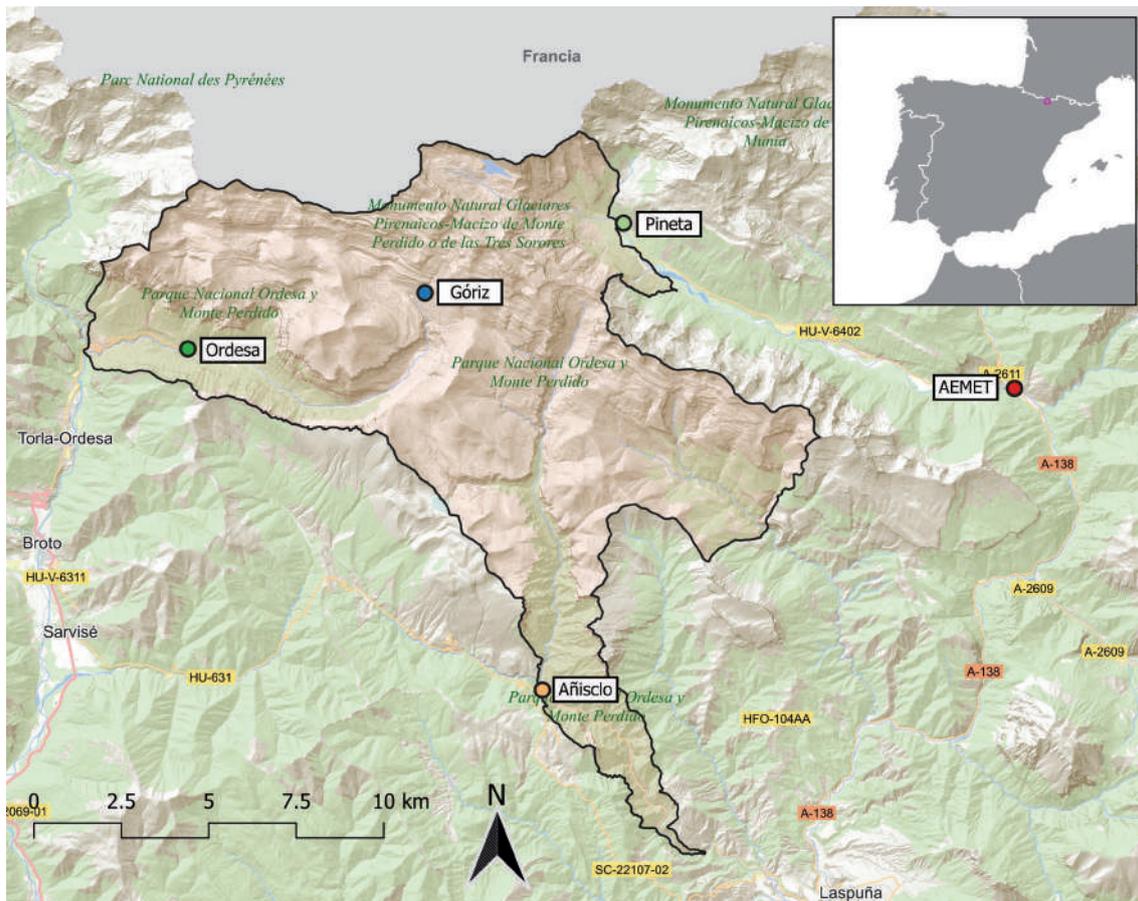


Figura 1. Localización de las cámaras en el PNOMP.

2.2. Monitorización de la fenología

En cada uno de estas localizaciones se instaló una cámara modelo StarDot NetCam SC 5.0 IR de StarDot Technologies (Fig. 2A). Cada cámara cuenta con un sensor a la luz en el espectro visible (RGB) de 30 megapíxeles y otro en el espectro infrarrojo de 5 megapíxeles, y está conectada a la red de telefonía móvil para enviar sus datos de forma automática a la red *Phenocam*, un proyecto a nivel mundial para el estudio de los cambios en la fenología a largo plazo (<https://phenocam.nau.edu/webcam/>). Además, junto a la cámara se instaló un panel con información sobre el proyecto de seguimiento fenológico en el parque (Fig. 2B).



Figura 2. Ejemplo de la instalación de una de las cámaras (A) y el cartel informativo que la acompaña (B).

Estas cámaras son totalmente autónomas y toman fotografías del parche de vegetación de interés a intervalos regulares de 8 horas. Las imágenes son posteriormente procesadas para eliminar zonas susceptibles de generar ruido al calcular los índices de vegetación (e.g. el cielo, edificios que puedan aparecer en la imagen o zonas de roca desnuda). Este proceso se realiza de forma automática mediante la aplicación de una máscara digital diseñada específicamente para cada zona de estudio. En cada una de las imágenes obtenidas de las cámaras se calcula el índice de vegetación *Green Chromatic Coordinate* (GCC), que estima la proporción relativa de verde dentro de la imagen empleando las tres bandas de color rojo, verde y azul que obtiene el sensor de la imagen (Gillespie *et al.*, 1987).

Además, estas cámaras toman una imagen adicional en el espectro infrarrojo que puede ser utilizada para calcular índices de vegetación adicionales.

2.3. Monitorización de los cambios ambientales

Para estudiar los cambios en temperatura y humedad relativa del suelo en cada zona cubierta por la cámara se instaló un portador de 4 sensores que registran y almacenan cada 15 minutos la humedad relativa en suelo y la temperatura a -6, 2 y 15 cm respecto a la superficie del suelo. En este estudio preliminar se comparan los datos registrados por los sensores con los datos de la estación meteorológica de Bielsa, perteneciente a la agencia estatal de meteorología (AEMET).

3. Resultados preliminares y discusión

Debido a la reciente instalación de las cámaras, las series temporales generadas hasta el momento son de corta duración y no permiten obtener conclusiones sobre los cambios entre diferentes años. A pesar de esto, es posible observar de forma clara ciertas características interesantes de la actividad de la vegetación como el momento de inicio de la temporada en cada ambiente, el valor basal del GCC en cada uno o las diferencias de verdor entre ellos (Fig. 3).

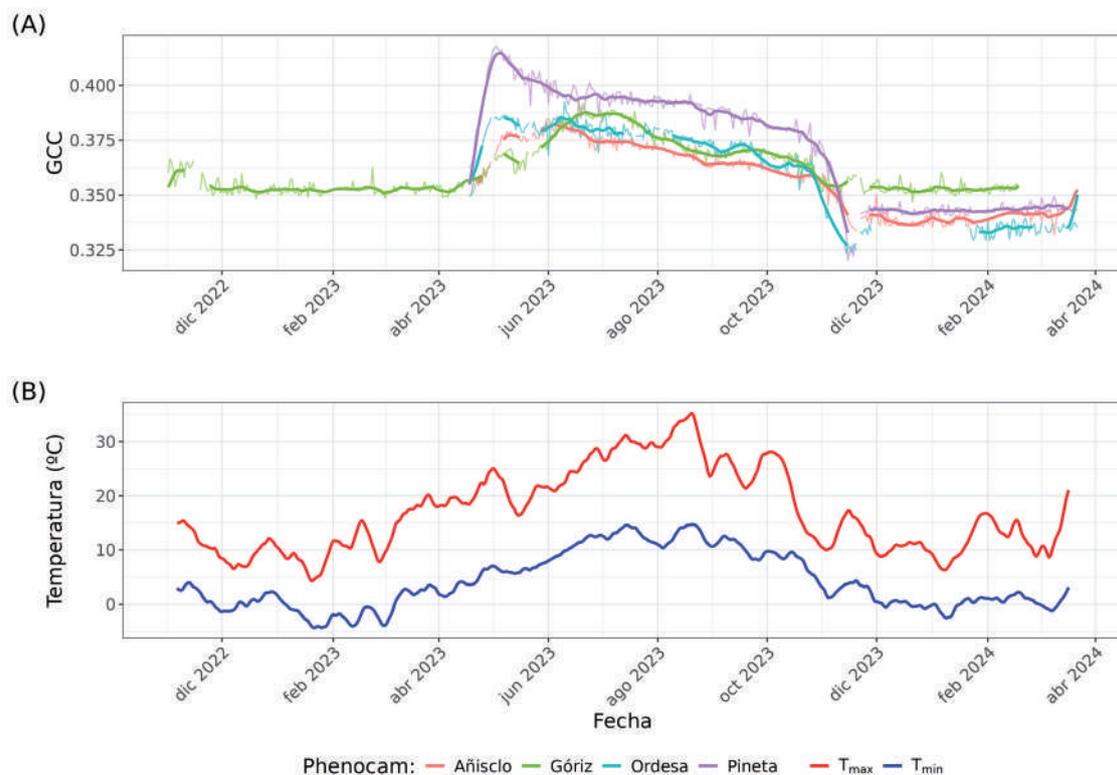


Figura 2. Valores de GCC para las cuatro cámaras del parque (A) y temperaturas máximas y mínimas diarias para la estación meteorológica de la AEMET de Bielsa (B). En ambos casos se muestra la media móvil de 10 días.

A pesar de las diferencias de altitud y tipo de ambientes muestreados, todos siguieron una dinámica similar, con una crecida fuerte en torno al mes de abril y coincidente con la subida de temperaturas primaverales y la temporada de deshielo (Fig. 2). Por un lado, el aumento de la temperatura permite la vuelta a la actividad fisiológica normal de la vegetación tras el periodo de letargo invernal (Richardson *et al.*, 2013). Y por otro, la fusión del manto nival deja al descubierto la vegetación, que en el caso de ambientes de montaña como el PNOMP y sobre todo en la zona de Góriz, permanece cubierta durante varios meses y por tanto no es detectada por las cámaras.

Aunque siguen un patrón relativamente similar, pueden apreciarse diferencias entre los distintos ambientes. Al inicio de la temporada en Pineta, Ordesa y Añisclo se da un fuerte pico de verdor, correspondiente con la salida de la hoja en un periodo relativamente corto (Polgar & Primack, 2011). En Góriz, por otro lado, el aumento de GCC es más gradual y alcanza su pico más tarde que el resto de ambientes debido a la fusión progresiva de la nieve durante la primavera (Asam *et al.*, 2018). El hayedo de Pineta también presenta los valores más altos de GCC de los cuatro ambientes, así como una mayor amplitud (diferencia entre el valor máximo y el valor basal) del GCC. En el resto de ambientes los valores máximos de verdor son menores pero muy similares entre sí, aunque la amplitud en Góriz es mínima en comparación con el resto seguramente debido al carácter perenne de la vegetación de los pastos subalpinos (Billings & Mooney, 1968).

El regreso al valor basal de cada ambiente, que marca el fin de la temporada de mayor actividad fotosintética, también difiere entre ambientes. En los dos ambientes con mayor presencia de árboles de hoja caduca, Ordesa y Pineta, se observa una bajada muy brusca del verdor asociada a la pérdida rápida de las hojas en otoño. En Góriz y Añisclo sin embargo, esta bajada se da de forma más gradual debido a una mayor presencia de especies perennes que mantienen el verdor durante más tiempo.

4. Conclusión

Las cuatro cámaras ya instaladas demuestran que este tipo de sensores generan datos que reflejan con fiabilidad las dinámicas de la vegetación estudiada, aunque se hace evidente la necesidad de series temporales más largas, que abarquen varias temporadas y permitan la comparación entre años y el estudio a largo plazo. En cualquier caso, la metodología empleada en este estudio sienta las bases para el futuro seguimiento de la fenología vegetal en el PNOMP y abre la posibilidad a obtener datos fiables de los cambios en la actividad vegetal a largo plazo en diferentes ambientes.

5. Agradecimientos

Nos gustaría agradecer al personal del Parque Nacional y a Luis Muñoz Berzosa del refugio de Góriz por las facilidades para la instalación de las cámaras fenológicas, cuya compra ha sido posible gracias al proyecto “Patrimonio Natural” de la PTI “Salud Global” del CSIC (fondos NextGenerationEU).

6. Referencias bibliográficas

- ASAM, S., CALLEGARI, M., MATIU, M., FIORE, G., DE GREGORIO, L., JACOB, A., MENZEL, A., ZEBISCH, M., & NOTARNICOLA, C. (2018), «Relationship between Spatiotemporal Variations of Climate, Snow Cover and Plant Phenology over the Alps-An Earth Observation-Based Analysis». *Remote Sensing*, 10(11), 1757. <https://doi.org/10.3390/rs10111757>
- BADECK, F., BONDEAU, A., BÖTTCHER, K., DOKTOR, D., LUCHT, W., SCHABER, J., & SITCH, S. (2004). «Responses of spring phenology to climate change». *New Phytologist*, 162(2), 295–309. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01059.x>
- BASLER, D. (2016). «Evaluating phenological models for the prediction of leaf-out dates in six temperate tree species across central Europe». *Agricultural and Forest Meteorology*, 217, 10–21. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.11.007>
- BILLINGS, W. D., & MOONEY, H. A. (1968). «The ecology of Arctic and alpine plants». *Biological Reviews*, 43(4), 481–529. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1968.tb00968.x>
- BOUNOUA, L., COLLATZ, G., SELLERS, P., RANDALL, D., DAZLICH, D., LOS, S., BERRY, J., FUNG, I., TUCKER, C., FIELD, C. OTHERS (1999). «Interactions between vegetation and climate: Radiative and physiological effects of doubled atmospheric CO₂». *Journal of Climate*, 12(2), 309–324.
- BROWN, T. B., HULTINE, K. R., STELTZER, H., DENNY, E. G., DENSLOW, M. W., GRANADOS, J., HENDERSON, S., MOORE, D., NAGAI, S., SANCLEMENTS, M., SÁNCHEZ-AZOFEIFA, A., SONNENTAG, O., TAZIK, D., & RICHARDSON, A. D. (2016). «Using phenocams to monitor our changing Earth: Toward a global phenocam network». *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(2), 84–93. <https://doi.org/10.1002/fee.1222>
- CLELAND, E., CHUINE, I., MENZEL, A., MOONEY, H., & SCHWARTZ, M. (2007). «Shifting plant phenology in response to global change». *Trends in Ecology & Evolution*, 22(7), 357–365. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.04.003>
- DENNY, E. G., GERST, K. L., MILLER-RUSHING, A. J., TIERNEY, G. L., CRIMMINS, T. M., ENQUIST, C. A. F., GUERTIN, P., ROSEMARTIN, A. H., SCHWARTZ, M. D., THOMAS, K. A., & WELTZIN, J. F. (2014). «Standardized phenology monitoring methods to track plant and animal activity for science and resource management applications». *International Journal of Biometeorology*, 58(4), 591–601. <https://doi.org/10.1007/s00484-014-0789-5>
- FISHER, J., MUSTARD, J., & VADEBONCOEUR, M. (2006). «Green leaf phenology at Landsat resolution: Scaling from the field to the satellite». *Remote Sensing of Environment*, 100(2), 265–279. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.10.022>

- GILLESPIE, A. R., KAHLE, A. B., & WALKER, R. E. (1987). «Color enhancement of highly correlated images. II. Channel ratio and “chromaticity” transformation techniques». *Remote Sensing of Environment*, 22(3), 343-365. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(87\)90088-5](https://doi.org/10.1016/0034-4257(87)90088-5)
- GORDO, O., & SANZ, J. J. (2009). «Long-term temporal changes of plant phenology in the Western Mediterranean». *Global Change Biology*, 15(8), 1930-1948. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01851.x>
- HARRINGTON, R., WOIWOD, I., & SPARKS, T. (1999). «Climate change and trophic interactions». *Trends in Ecology & Evolution*, 14(4), 146-150. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01604-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01604-3)
- HOPP, R. J. (1974). «Plant Phenology Observation Networks. In H. Lieth (Ed.)», *Phenology and Seasonality Modeling* (Vol. 8, pp. 25-43). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-51863-8_3
- IPCC. (2023). *Climate Change 2022 – Impacts, Adaptation and Vulnerability: Working Group II Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (1st ed.). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009325844>
- KNORR, W., KAMINSKI, T., SCHOLZE, M., GOBRON, N., PINTY, B., GIERING, R., & MATHIEU, P. -P. (2010). Carbon cycle data assimilation with a generic phenology model. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 115(G4), 2009JG001119. <https://doi.org/10.1029/2009JG001119>
- MEMMOTT, J., CRAZE, P. G., WASER, N. M., & PRICE, M. V. (2007). «Global warming and the disruption of plant–pollinator interactions». *Ecology Letters*, 10(8), 710-717. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01061.x>
- MORELLATO, L. P. C., ALBERTON, B., ALVARADO, S. T., BORGES, B., BUISSON, E., CAMARGO, M. G. G., CANSIAN, L. F., CARSTENSEN, D. W., ESCOBAR, D. F. E., LEITE, P. T. P., MENDOZA, I., ROCHA, N. M. W. B., SOARES, N. C., SILVA, T. S. F., STAGGEMEIER, V. G., STREHER, A. S., VARGAS, B. C., & PERES, C. A. (2016). «Linking plant phenology to conservation biology». *Biological Conservation*, 195, 60-72. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.033>
- NORD, E. A., & LYNCH, J. P. (2009). «Plant phenology: A critical controller of soil resource acquisition». *Journal of Experimental Botany*, 60(7), 1927–1937. <https://doi.org/10.1093/jxb/erp018>
- PEÑUELAS, J., FILELLA, I., & COMAS, PERE. (2002). «Changed plant and animal life cycles from 1952 to 2000 in the Mediterranean region». *Global Change Biology*, 8(6), 531–544. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2002.00489.x>

- POLGAR, C. A., & PRIMACK, R. B. (2011). «Leaf-out phenology of temperate woody plants: From trees to ecosystems». *New Phytologist*, 191(4), 926-941. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.03803.x>
- PORTER, J. R., & SEMENOV, M. A. (2005). «Crop responses to climatic variation». *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360(1463), 2021-2035. <https://doi.org/10.1098/rstb.2005.1752>
- RICHARDSON, A. D., KEENAN, T. F., MIGLIAVACCA, M., RYU, Y., SONNENTAG, O. & TOOMEY, M. (2013). «Climate change, phenology, and phenological control of vegetation feedbacks to the climate system». *Agricultural and Forest Meteorology*, 169, 156-173. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.09.012>
- ROOT, T. L., PRICE, J. T., HALL, K. R., SCHNEIDER, S. H., ROSENZWEIG, C. & POUNDS, J. A. (2003). «Fingerprints of global warming on wild animals and plants». *Nature*, 421(6918), 57–60. <https://doi.org/10.1038/nature01333>
- SEYEDNASROLLAH, B., BOWLING, D. R., CHENG, R., LOGAN, B. A., MAGNEY, T. S., FRANKENBERG, C., YANG, J. C., YOUNG, A. M., HUFKENS, K., ARAIN, M. A., BLACK, T. A., BLANKEN, P. D., BRACHO, R., JASSAL, R., HOLLINGER, D. Y., LAW, B. E., NESIC, Z. & RICHARDSON, A. D. (2021). «Seasonal variation in the canopy color of temperate evergreen conifer forests». *New Phytologist*, 229(5), 2586-2600. <https://doi.org/10.1111/nph.17046>
- SPARKS, T. H., & MENZEL, A. (2002). «Observed changes in seasons: An overview». *International Journal of Climatology*, 22(14), 1715-1725. <https://doi.org/10.1002/joc.821>
- STAGGEMEIER, V. G., CAMARGO, M. G. G., DINIZ-FILHO, J. A. F., FRECKLETON, R. JARDIM, L., & MORELLATO, L. P. C. (2020). «The circular nature of recurrent life cycle events: A test comparing tropical and temperate phenology». *Journal of Ecology*, 108(2), 393–404. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13266>
- TANG, J., KÖRNER, C., MURAOKA, H., PIAO, S., SHEN, M., THACKERAY, S. J. & YANG, X. (2016). «Emerging opportunities and challenges in phenology: A review». *Ecosphere*, 7(8), e01436. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1436>

5. El bosque nos cuenta. Estudiando los bosques maduros del Parque Nacional de Ordesa y Monte perdido a través de su seguimiento en el tiempo



Fotos: Arriba de izq a drch, Isabel Aulló Maestro, Ana Parras y Alvaro Rubio. Abajo Fernando Montes y Laura Hernández Mateo.

Fernando Montes Pita, Isabel Aulló Maestro, Ana Parras Rico, Laura Hernández Mateo

Instituto de Ciencias Forestales (ICIFOR-INIA, CSIC)

Álvaro Rubio Cuadrado

Universidad Politécnica de Madrid (UPM), Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC)

1. Introducción

La dinámica forestal conlleva cambios en la estructura, composición, funcionamiento y biodiversidad asociada al ecosistema forestal, a medida que el bosque va pasando por diferentes etapas de desarrollo. Un bosque maduro es el producto de procesos asociados a la madurez y senescencia de una población de árboles, cuyas características van a estar muy relacionadas a su vez con el ciclo vital de las especies en cuestión (tamaño máximo, tasas de crecimiento, longevidad, temperamento, tasas de descomposición de madera, etc.) (Thomas, 2004). Además, la estructura y tamaño de la población y el régimen de perturbaciones juegan también un papel muy importante en la caracterización de un bosque maduro. Relacionado con esto último, el grado de influencia humana y el tiempo desde la última alteración son también factores clave (Foster *et al.* 1996).

Se estima que aproximadamente un 23 % de los bosques del planeta pueden definirse como “íntactos”, con escasos signos de perturbaciones antrópicas pasadas y donde el

bosque refleje un estado de madurez tras alcanzar un equilibrio dinámico impulsado por procesos intrínsecos de la población arbórea (Wirth *et al* 2009). Este porcentaje es aún menor en Europa, particularmente en los países mediterráneos con una dilatada historia de uso y gestión (Grove y Rackham, 2001). Como consecuencia, es difícil encontrar bosques en los que se haya llegado a las últimas fases de madurez y, es escaso el conocimiento sobre los mismos en nuestras latitudes (Pardos *et al.* 2019). En este sentido, espacios protegidos como los de la Red de Parques Nacionales, donde hay un cese de la explotación intensiva de sus bosques desde su declaración, proporcionan un laboratorio de estudio privilegiado donde estudiar cómo evoluciona la estructura y diversidad asociados a los diferentes estados de madurez de la dinámica natural de sus bosques. Los bosques de montaña no son una excepción, y la actividad antrópica los fue modelando con diferentes grados de intensidad mucho antes de la declaración de los parques nacionales a lo largo del siglo XX. Así, la diversidad del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido está ligada también al uso tradicional y cultural secular (Alonso, 2007), existiendo registro del uso antrópico de sus recursos desde el Paleolítico hasta nuestros días. Se trata de uno de los parques nacionales más veteranos a nivel europeo, cuya protección hasta la totalidad de superficie actual, se hace en diferentes etapas. En 1918 se declara el Parque Nacional de Ordesa y se restringe la explotación forestal, la utilización de la madera muerta, así como otras explotaciones mineras e hidroeléctricas en el valle del río Arazas, tan sólo permitiendo el uso de ganadería extensiva tradicional en los pastos en altura del valle. Más de 60 años después, en 1982, se amplía el parque a la superficie actual, incluyendo los valles de Añisclo, Escuaín, cabecera de Pineta y macizo de Monte Perdido. Esta declaración y protección por etapas presenta una oportunidad para analizar diferentes momentos de la dinámica en la evolución hacia el estado de madurez en una muestra representativa de los bosques de montaña pirenaicos que abarca el Parque Nacional.

El estudio de los procesos de madurez y dinámica del bosque se centran principalmente en indicadores estructurales como son la distribución de edades y tamaños, patrones espaciales de árboles vivos y muertos, la madera muerta y otras características relacionadas, como la diversidad funcional y composición florística acompañante (Wirth *et al.*, 2009). Para el estudio de la estructura y dinámica de los bosques es muy útil la información recogida en redes de seguimiento a largo plazo. El equipo de investigación del ICIFOR ha llevado a cabo en el marco de los proyectos de investigación en Parques Nacionales “161/2010 Desarrollo de métodos de seguimiento de la diversidad estructural de los bosques utilizando imágenes hemisféricas: una nueva herramienta de monitoreo para la gestión forestal”, “939S/2013 Pasado, presente y futuro de los bosques de montaña: seguimiento y modelización de los efectos del cambio climático y la gestión sobre la dinámica forestal” y “2481-S/2017 Vulnerabilidad y resiliencia de los bosques maduros frente al cambio climático: Implicaciones para la gestión forestal en los Parques

Nacionales”, dos inventarios con ForeStereo con una periodicidad de 10 años en una malla sistemática de 200 puntos repartidos por la superficie de bosque del Parque Nacional. El ForeStereo es un dispositivo de medición de la masa forestal a partir de dos imágenes estereoscópicas hemisféricas que permite la reconstrucción de la estructura forestal de la parcela de muestreo en 3D reduciendo el trabajo de campo necesario para muestrear un mayor número de puntos (Rodríguez-García *et al.* 2014). Además, para reconstruir la dinámica forestal, esta información sobre distribución de tamaños y distribución espacial en los diferentes tipos de bosque se complementó con la toma de muestras dendrocronológicas de *Abies alba*. Las cronologías de anillos de árboles son muy adecuadas para conocer con precisión la edad de las masas, así como las respuestas en el crecimiento a diferentes factores bióticos y abióticos (Sangüesa-Barreda *et al.*, 2015). Por último, esta información más local se puede complementar con los datos recogidos en otras redes de información forestal como es el Inventario Forestal Nacional (IFN). El IFN es un proyecto de toma de datos estandarizado a escala nacional que tiene como objetivo la evaluación y seguimiento de los bosques españoles a lo largo del tiempo, y del que se nutren la mayor parte de estadísticas nacionales e internacionales sobre nuestros bosques. Se trata de un inventario continuo de periodicidad aproximadamente decenal que tiene como unidad muestral la provincia. Actualmente en Huesca, donde se localiza el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, se han completado ya cuatro ciclos de IFN. El IFN4 además de la información sobre existencias, estructura y composición del inventario forestal clásico, cuenta con información para la caracterización de recursos clave para la biodiversidad en los bosques maduros como son la edad de la parcela y la cantidad y diversidad de madera muerta (Alberdi *et al.* 2014).

Ante los nuevos paradigmas de gestión próxima a la naturaleza y multifuncionalidad de los bosques, resulta de gran interés el estudio de las masas poco gestionadas y en diferentes estadios de madurez, como los que presentan los bosques englobados en los diferentes espacios protegidos de la Red de Parques Nacionales. En estas páginas, y a través de diferentes indicadores de diversidad y estructura, mostramos lo que nos cuentan los bosques del parque de Ordesa y Monte Perdido, en diferentes etapas hacia el estado de madurez.

2. Material y métodos

2.1. Edad de la masa forestal

El IFN es un inventario de los recursos forestales que consiste en un muestreo teóricamente sistemático de 1km x 1km que cubre toda la superficie forestal de España. En

la parcela, de 25 m de radio, se identifican las especies arbóreas presentes y se miden las variables dasométricas mediante muestreo en parcelas circulares concéntricas con radio variable según el diámetro de los árboles. La medición de indicadores de biodiversidad, como la madera muerta, se lleva a cabo en una muestra del 75% de las parcelas. El IFN4 se realizó en la provincia de Huesca durante el año 2021 (MITECO, 2023). De las 17 parcelas del IFN4 que se localizan dentro del Parque Nacional o en la zona periférica de protección (Figura 1), 15 de ellas tienen datos de edad y de madera muerta. Para analizar la distribución de edades, las parcelas se clasificaron por tipo de bosque en función de la especie o especies dominantes. Para la estimación de la edad de la parcela, tras la toma de datos dasométricos en la parcela de 25 m de radio, se selecciona de entre los 100 árboles más altos por ha, el árbol o los árboles dominantes, según sea la masa pura o mixta. En estos árboles se determina la edad a partir de los anillos de crecimiento, para lo que se extrae una muestra dendrocronológica con barrena de Pressler a una altura de 0.5 m por encima del suelo. Las muestras dendrocronológicas se lijan y los anillos de crecimiento se identifican con microscopio en las instalaciones del ICIFOR-INIA (CSIC).

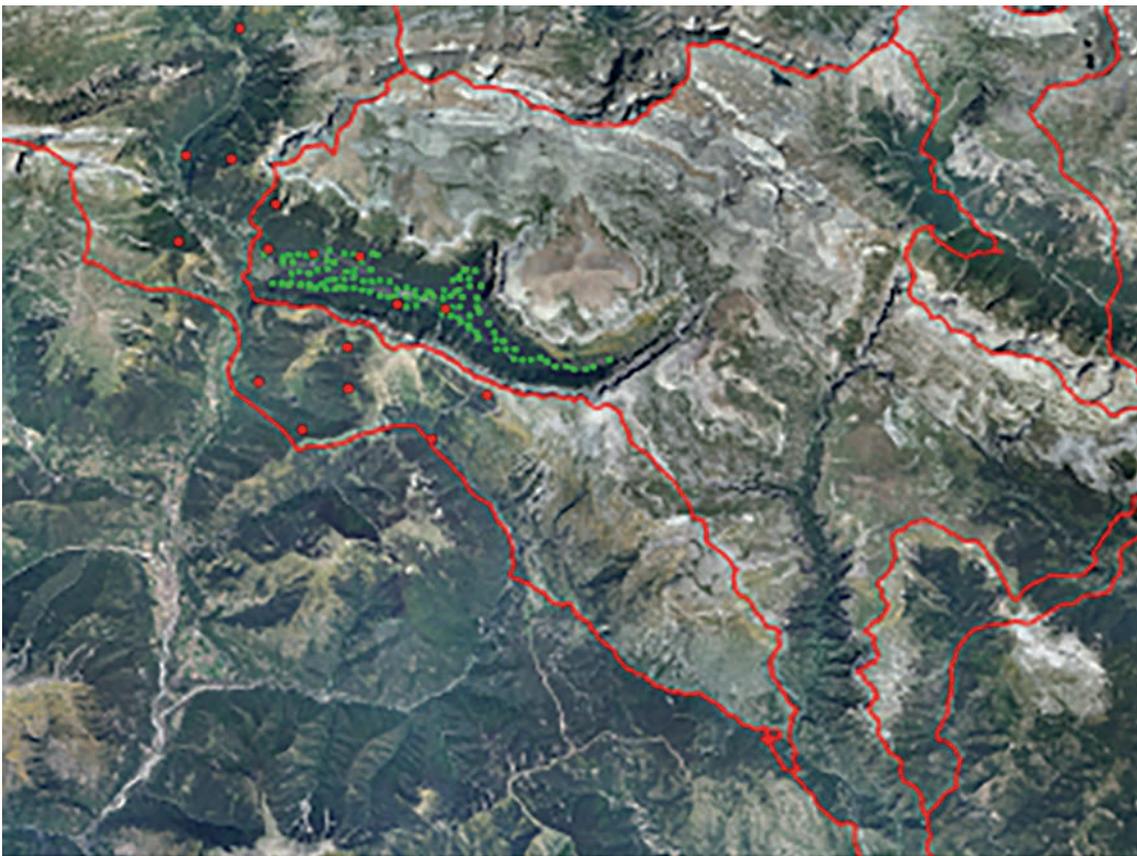


Figura 1. Parcelas del Cuarto Inventario Forestal Nacional (puntos de color rojo) en el Parque Nacional y zona periférica de protección y puntos de muestreo con ForeStereo (puntos de color verde) en el Valle de Ordesa

2.2. Caracterización de la estructura y la dinámica forestal del bosque maduro mediante muestreo con ForeStereo

Se han tomado pares de imágenes estereoscópicas hemisféricas con ForeStereo en 106 puntos de muestreo georreferenciados en el valle de Ordesa en 2011 y 2021 (Figura 1). Para este muestreo se ha desarrollado un prototipo de ForeStereo que consta de dos cámaras equipadas con sensor de 2/3" de 5 Mp y lentes hemisféricas con el eje óptico vertical orientado hacia arriba que forman un par estereoscópico.

Se han analizado las imágenes con la aplicación de Matlab® desarrollada por el equipo del proyecto (Sánchez-González *et al.* 2016). El proceso de segmentación y correspondencia de las imágenes da como resultado la identificación de los árboles y su posición, diámetro y altura. A partir de esta información, estimando la probabilidad de selección para cada árbol en las imágenes (Montes *et al.* 2019), se calcula el número de pies, el área basimétrica y la distribución diamétrica para las diferentes especies presentes en la parcela, así como índices que permiten caracterizar la estructura y dinámica de especies: el índice de diversidad de Shannon calculado con las clases diamétricas (H') y la desviación estándar del diámetro (del Río *et al.* 2003), que nos dan información sobre la heterogeneidad de la masa forestal en el punto de muestreo, el índice de mezcla de especies (Gadow 1993) y los índices de reemplazo, que nos dan información sobre las diferencias en la composición entre el estrato dominante y los pies menores (Ledo *et al.* 2009), indicando si la abundancia de la especie que es reemplazada es menor en las clases diamétricas inferiores que la especie que reemplaza (valores positivos del índice de reemplazo) o si por el contrario la especie reemplazada es más abundante en las clases inferiores (valores negativos del índice de reemplazo).

2.3. Estudio del decaimiento de *Abies alba* en Cotatuero y Turieto

Se han identificado visualmente y georreferenciado los ejemplares muertos de *Abies alba* en Cotatuero y Turieto a partir de la imagen del PNOA h50-0178 de 2018. Se seleccionaron 30 de los pies identificados y se llevó a cabo una caracterización sobre el terreno, georreferenciando los árboles muertos, anotando la especie y tomando 2 muestras dendrocronológicas cuando la especie es *Abies alba*.

Las muestras dendrocronológicas se lijaron y los anillos de crecimiento se midieron con LINTAB y dataron con el software COFECHA para identificar el año de la muerte y la edad del árbol. Estos datos se han utilizado para analizar los factores relacionados con el decaimiento de *Abies alba* y los patrones de mortalidad.

2.4. Caracterización de la madera muerta a partir del Inventario Forestal Nacional

Para caracterizar la madera muerta se utilizaron los datos de las 15 parcelas de medición de indicadores de biodiversidad del IFN localizadas en el Parque Nacional y en la zona periférica de protección. El muestreo de madera muerta se lleva a cabo en una parcela de 15 m de radio en la que se registran para las diferentes fracciones de madera muerta (pies mayores/menores muertos en pie, pies mayores/menores muertos caídos, ramas y tocones), la especie (siempre que es posible su determinación) y el grado de descomposición (Alberdi *et al.* 2017). Para caracterizar este elemento se estimó el volumen por fracción de madera muerta y por especie, así como el ratio entre madera muerta y viva por tipo de bosque.

3. Resultados y discusión

3.1. Edad de la masa forestal en parcelas del IFN en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

Las 17 parcelas del IFN en el Parque Nacional y zona periférica de protección representan principalmente a los bosques dominantes en el parque como son los pinares de pino albar (29%), los bosques mixtos de *Fagus sylvatica*, *Abies alba* y *P. sylvestris* (29%), los pinares de *Pinus uncinata* (24%) y los hayedos (12%). También están representados los bosques submediterráneos de roble pubescente en una parcela en la zona periférica de protección.

La comparación de la distribución de edades localizadas en el Parque Nacional y zona periférica de protección (15 parcelas) y en el resto de la provincia, muestra un mayor número de pies de más de 110 años como efecto de la gestión para la conservación y la limitación del uso en el valle de Ordesa desde 1918 y en el resto del Parque Nacional a partir de 1982 (Figura 2). En las parcelas del IFN del Parque Nacional y zona periférica de protección se han determinado ejemplares de más de 100 años de *Pinus sylvestris*, *Pinus uncinata* y *Fagus sylvatica*. Entre los árboles más longevos muestreados se encuentran un haya de más de 230 años y un pino albar de casi 200 años. Sangüesa *et al.* (2015) en el marco del primer inventario con ForeStereo llevado a cabo en 2011 llegó a datar una serie dendrocronológica de abeto de 1723, más de 300 años, en Cotatuero. En el muestreo de abetos muertos de este trabajo se han datado series dendrocronológicas de 1833 en Cotatuero y de 1918 en Turieto, siendo el promedio de edad de los árboles muestreados de 100 y 77 años en Cotatuero y Turieto. Es interesante la presencia, sin embargo, de parcelas de edad juvenil donde domina el haya en mezcla con abedul,

seguramente debido a la dinámica de aludes y deslizamientos característicos del valle del río Arazas y que juegan un papel muy importante en la dinámica y sucesión de los bosques del Parque Nacional (Gómez García *et al.* 2024).

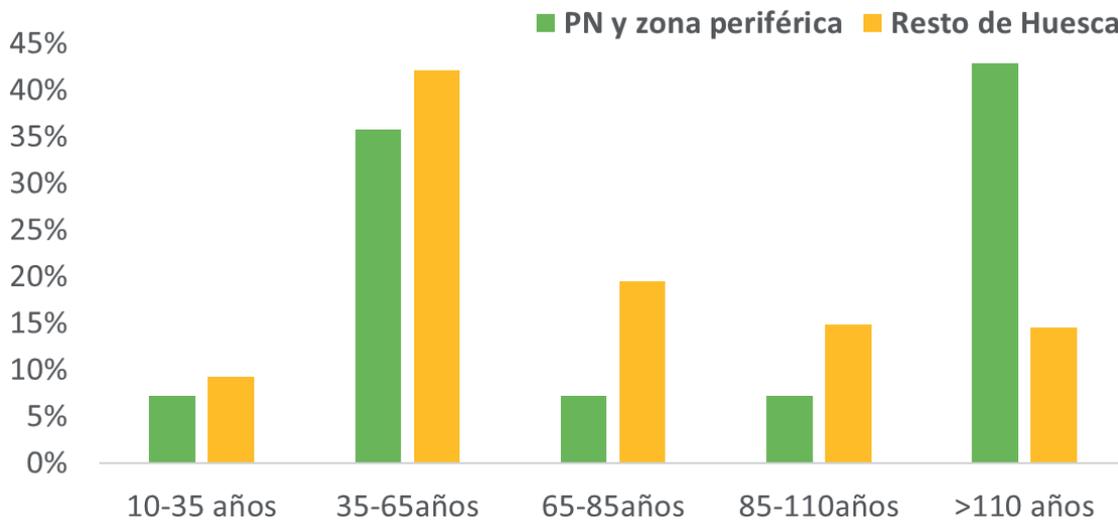


Figura 2. Porcentaje de pies por clases de edad en los bosques representados en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido y su zona periférica, y en el resto de Huesca.

3.2. Caracterización de la estructura forestal de los bosques maduros del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido con ForeStereo

A partir del muestreo con ForeStereo se han caracterizado la estructura y la dinámica de especies en 4 zonas que presentan diferentes tipos de bosque y dinámica forestal: Carriata y Pinar de Sigüerre, Cotatuero, Turieto y Bosque de las Hayas.

El bosque en Carriata y Pinar de Sigüerre está dominado por *Pinus sylvestris* cuya edad está en torno a los 100 años. La elevada mortalidad en el estrato dominante favorece la creación de huecos en los que aparece regeneración de especies tolerantes, principalmente *Fagus sylvatica* y *Abies alba*, en cuya distribución diamétrica predominan las clases inferiores (Figura 3), y un estrato denso de matorral dominado por el boj. En Cotatuero encontramos un bosque mixto de *Abies alba*, *Pinus sylvestris* y *Fagus sylvatica*, con una estructura muy heterogénea. En Turieto el abetal es más joven y homogéneo que el de Cotatuero, predominando *Abies alba*, pero también con una importante presencia de *Fagus sylvatica* y *Pinus sylvestris*. El Bosque de las Hayas está dominado por *Fagus sylvatica*, con gran abundancia de pies de las clases diamétricas inferiores, apareciendo *Pinus sylvestris* en las zonas más xéricas.

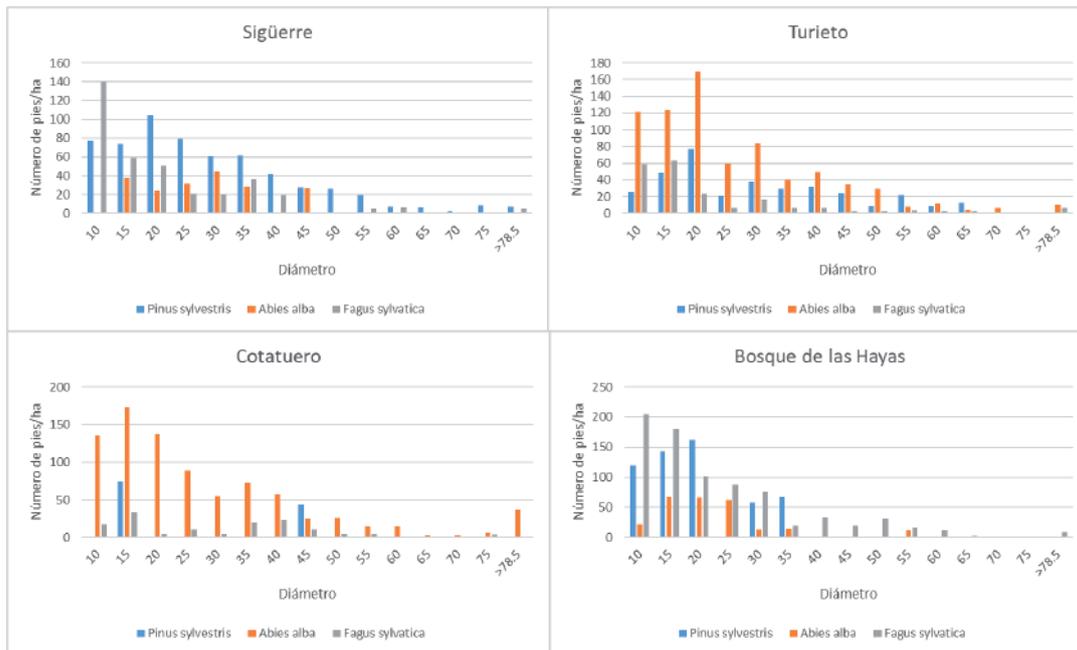


Figura 3. Distribución diamétrica de las principales especies en Carriata y Pinar de Sigüerre, Cotatuero, Turieto y Bosque de las Hayas

El análisis del índice de mezcla de especies muestra el abetal de Turieto como la formación con mayor mezcla, mientras que el Bosque de las Hayas, el Pinar de Sigüerre y el abetal de Cotatuero presentan valores promedios de índice de mezcla menores que la media de las parcelas del valle de Ordesa (Figura 4). En cuanto a la diversidad de la distribución por clases diamétricas, el índice H' muestra valores parecidos en las diferentes formaciones, mostrando mayor diversidad el bosque mixto de abeto, pino silvestre y haya de Turieto y los valores más bajos el Bosque de las Hayas. Sin embargo, la desviación estándar, que evalúa las diferencias entre diámetros, toma los valores más altos en el abetal de Cotatuero, debido al mayor tamaño de los árboles.

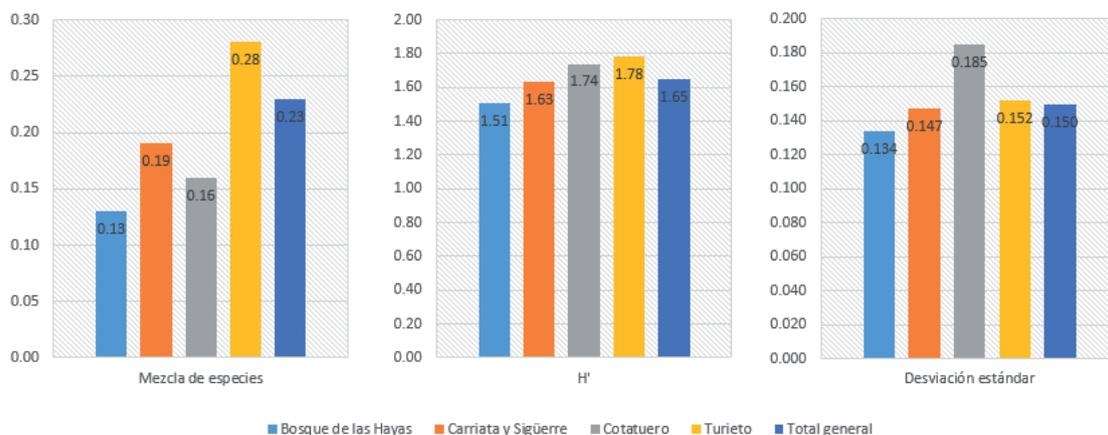


Figura 4. Índices de mezcla de especies, Shannon y desviación estándar del diámetro en Carriata y Pinar de Sigüerre, Cotatuero, Turieto y Bosque de las Hayas

3.3. Dinámica de especies

Los valores positivos del índice de reemplazo de *Pinus sylvestris* por *Fagus sylvatica* parecen indicar una dinámica sucesional en Carriata y Pinar de Sigüerre: la mortalidad del pino albar ha favorecido el establecimiento de especies más tolerantes como el haya (Figura 5). En el bosque mixto de abeto, haya y pino albar de Turieto la dinámica de huecos originada por la mortalidad de *Abies alba* y *Pinus sylvestris* favorece al abeto y el haya, especies más tolerantes. En Cotatuero la mortalidad, principalmente de *Abies alba*, da lugar a grandes huecos en los que se instalan especies arbustivas heliófilas, predominando también el abeto en las clases diamétricas inferiores. En el Bosque de las Hayas casi todas las parcelas son de hayedo puro, estando la presencia de otras especies ligada a perturbaciones recientes o legados del pasado.

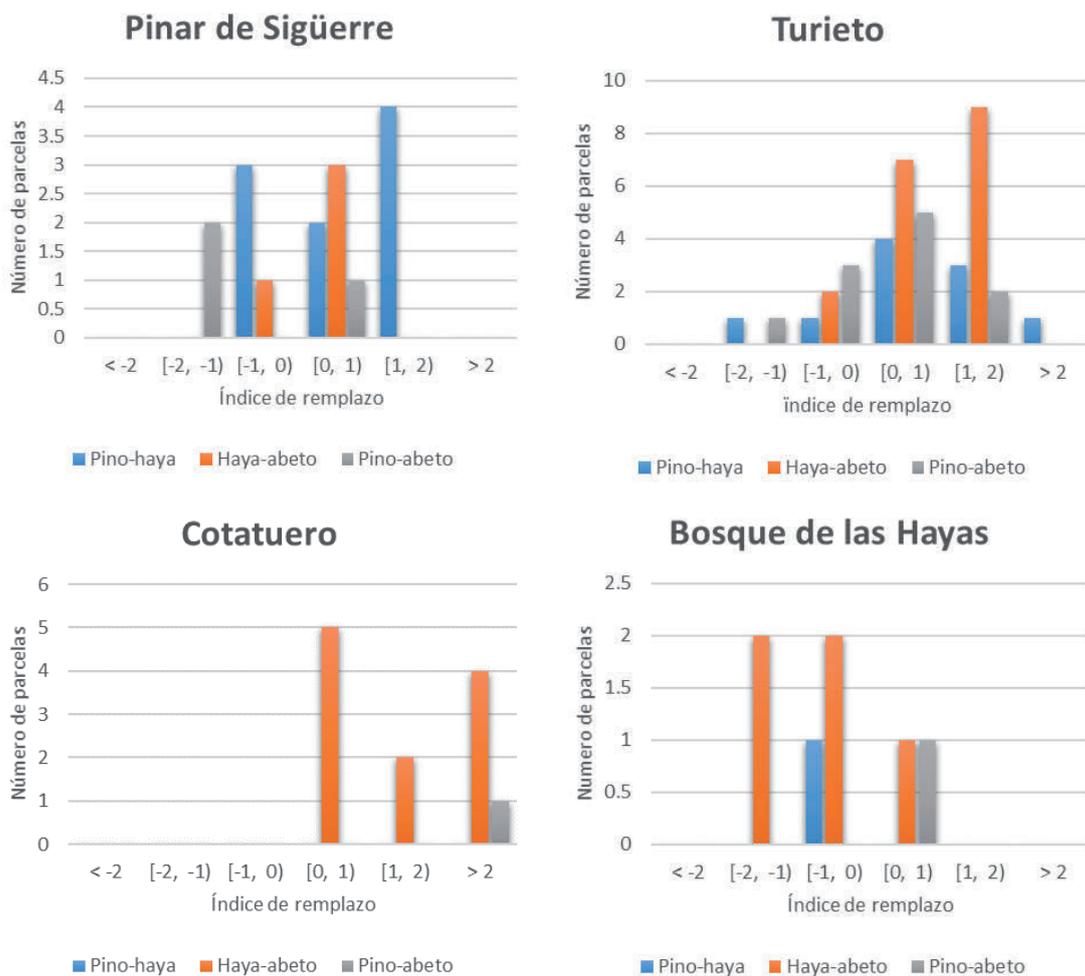


Figura 5. Índices de reemplazo entre *Pinus sylvestris* y *Fagus sylvatica*, *F. sylvatica* y *Abies alba* y *P. sylvestris* y *A. alba* en Carriata y Pinar de Sigüerre, Cotatuero, Turieto y Bosque de las Hayas

3.4. Dinámica y decaimiento de *Abies alba* en Cotatureo y Turieto

El análisis dendroecológico de abetos muertos en Turieto Alto y Cotatureo (Figura 6) muestra que en Turieto el abetal es más joven, con edades alrededor de los 80 años. En Turieto la mortalidad de *Abies alba* y *Pinus sylvestris* da lugar a huecos que favorecen la regeneración de abeto y *Fagus sylvatica*, favoreciendo la formación de una masa mixta de abeto y haya con presencias relictuales de *Pinus sylvestris*. En Cotatureo se observan en los abetos muertos muestreados edades superiores a los 100 años, y la caída de grandes árboles, la elevada pendiente del terreno y el patrón de mortalidad agregado dan lugar a huecos grandes en los que se reinicia la sucesión vegetal.

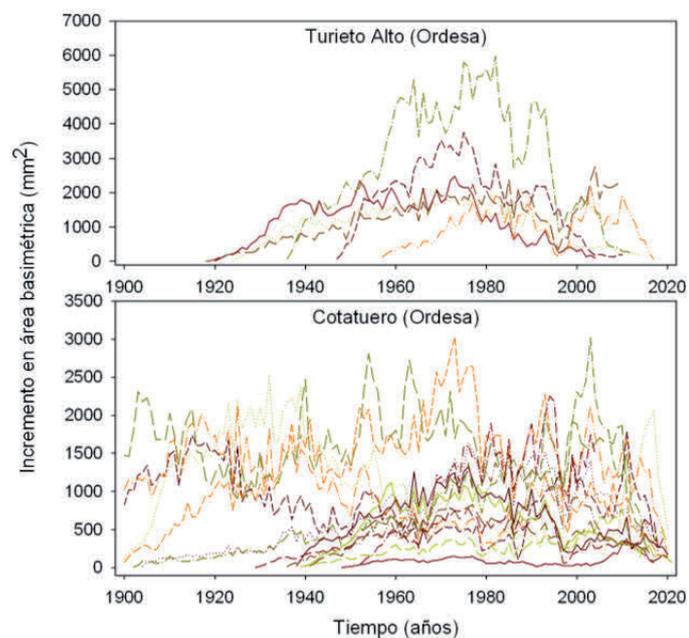


Figura 6. Series dendrocronológicas de incremento de área basimétrica de individuos de *Abies alba* incluidos en el muestreo de mortalidad en Cotatureo y Turieto

3.5. Otros indicadores de bosque maduro: la madera muerta del Inventario Forestal Nacional

En las parcelas del IFN en pinares de pino albar y bosques mixtos de haya y coníferas del Parque Nacional y la zona periférica de protección los indicadores de volumen de madera muerta y ratio respecto del volumen correspondiente a los pies mayores de la parcela son muy elevados y superiores a los promedios para ese mismo tipo de bosque a escala provincial (Tabla 1), lo que era esperable, ya que este indicador está a veces ligado a la gestión y aprovechamiento de leñas. Sin embargo, el hayedo, el pinar de pino negro y el bosque submediterráneo el volumen de madera muerta es mucho más reducido en el parque y zonas aledañas que a escala provincial. En este sentido, el pino silvestre supone más del 70% del volumen de madera muerta encontrado en las parcelas del Parque Nacional y la

zona periférica de protección, seguido con porcentajes de entre el 10-12% de abeto y pino negro. En los bosques mixtos de haya, abeto y pino silvestre, el pino silvestre representa más del 60 % del volumen de madera muerta, siendo la especie con una mayor contribución en las parcelas del Parque Nacional y zona periférica de protección (Figura 7).

Tabla 1. Volumen de madera muerta promedio encontrado en las parcelas del IFN4 de los bosques representados en el PN de Ordesa y Monte Perdido y su zona periférica, y a nivel provincial, en Huesca.

Tipo de bosque	Parque Nacional y zona periférica de protección		Huesca	
	MM (m3/ha)	Ratio (MM/MT)	MM (m3/ha)	Ratio (MM/MT)
Pinares de pino albar	42,9	7,0%	10,99	6,17%
Bosque mixto coníferas con haya	20,8	11,9%	10,63	6,74%
Hayedos	4,8	5,6%	12,51	7,63%
Pinares de pino negro	3,7	5,2%	20,22	11,64%
Bosque submediterráneo de <i>Quercus pubescens</i>	0,4	0,1%	3,21	4,91%

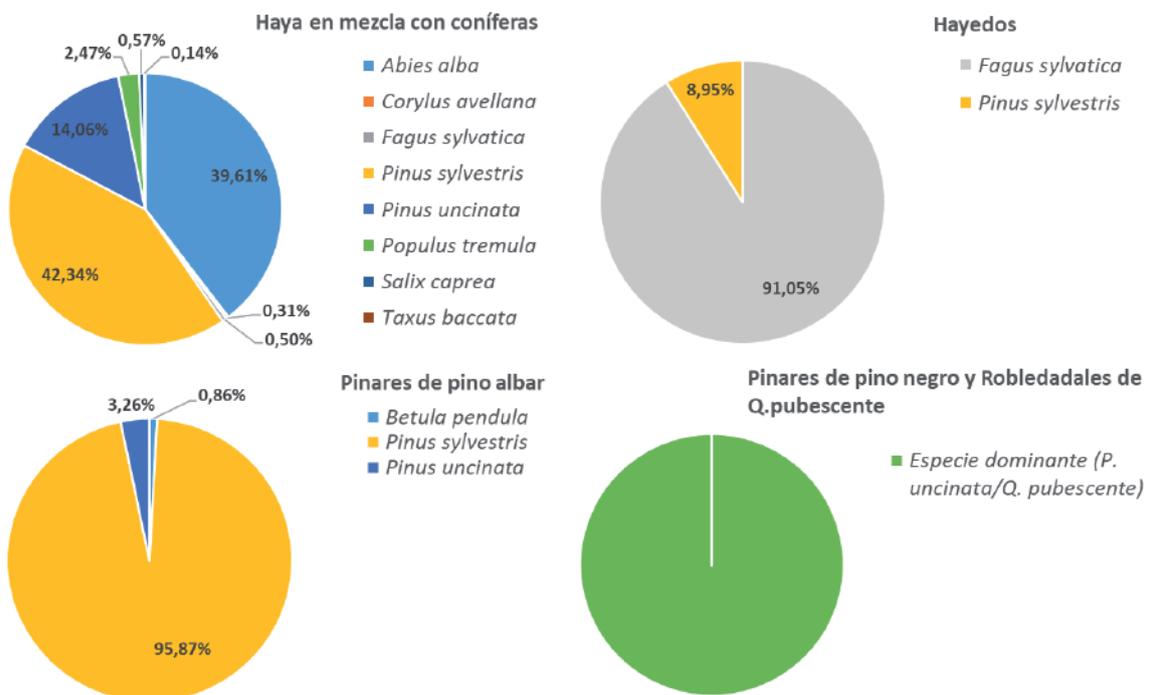


Figura 7. Porcentaje del volumen que representa cada especie en cada tipo de bosque dentro del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido y su zona periférica.

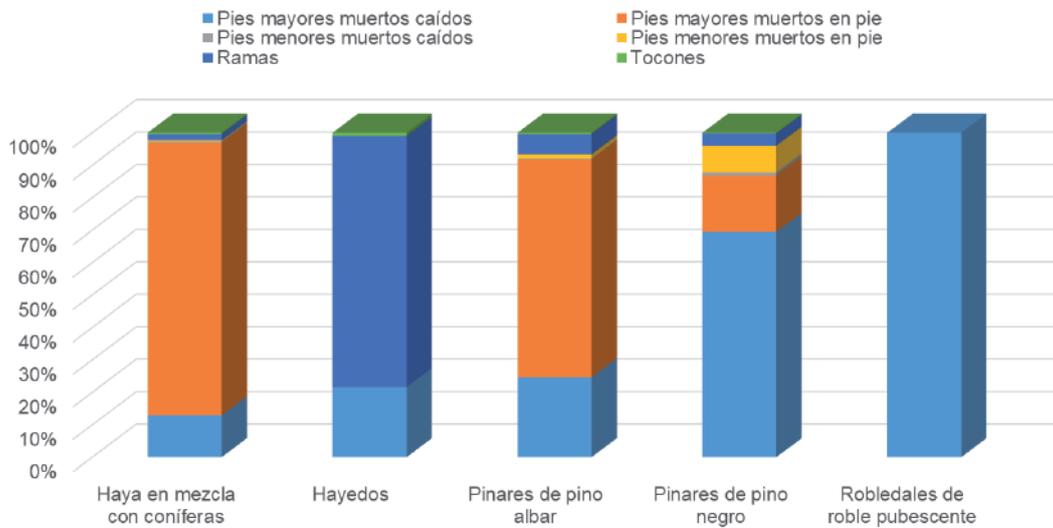


Figura 8. Porcentaje de volumen por cada fracción de madera muerta y por tipo de bosque.

Respecto a las diferentes fracciones de madera muerta, sus porcentajes difieren por tipo de bosque. En el bosque mixto de haya, abeto y pino albar y pinares de pino albar, donde predomina la madera muerta de *Pinus sylvestris*, la mayor parte son pies mayores muertos en pie, seguidos de pies mayores caídos (Figura 8). En los pinares de pino negro sin embargo, el mayor porcentaje es de pies mayores muertos caídos, mientras que en los hayedos corresponde a ramas. Hay que considerar que la distribución de la madera muerta es muy estocástica y el número de parcelas de la muestra por tipo de bosque no es muy alto, por lo que sería recomendable complementar la muestra de parcelas del IFN con una toma de datos adicional para caracterizar la madera muerta a nivel de Parque Nacional.

4. Conclusiones

El abandono de los usos tradicionales y la gestión parece ser la causa de una dinámica de sucesión de especies, generalmente favoreciendo la expansión de aquellas especies más tolerantes a la competencia, en los bosques maduros de los Parques Nacionales. En el Valle de Ordesa el estudio de la estructura y dinámica forestal a partir del muestreo con ForeStereo indica un proceso de sucesión hacia especies más tolerantes en el pinar de *Pinus sylvestris* y una dinámica de mortalidad que favorece el desarrollo de un bosque mixto de *Abies alba*, *Fagus sylvatica* y *Pinus sylvestris* en Turieto, así como la regeneración de *Abies alba* en el abetal de Cotatuero.

La caracterización de la madera muerta a partir de la información del Inventario Forestal Nacional refleja la dinámica de mortalidad asociada a los bosques maduros. Los

resultados muestran una contribución alta de las coníferas pioneras como el pino silvestre a este indicador en las parcelas del Parque Nacional y zona periférica de protección del parque si lo comparamos con el resto de la provincia. Este hallazgo refleja, por un lado, que las masas han alcanzado la edad de madurez, y por otro, el cese desde hace décadas de los aprovechamientos de leñas y extracción de árboles muertos en el Parque Nacional.

La dinámica de decaimiento depende de la longevidad y factores climáticos y del medio físico, dando lugar a patrones de mortalidad y de dinámica sucesional muy diferentes dependiendo de la composición y la zona donde se ubican los rodales. Esto favorece una mayor diversidad al generar nichos para el desarrollo de especies con diferentes requerimientos. El bosque maduro se configura como un mosaico de rodales en estados sucesionales diferentes.

5. Bibliografía

- ALBERDI, I., VALLEJO, R., ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J.G., CONDÉS, S., GONZÁLEZ-FERREIRO, E., GUERRERO, S., HERNÁNDEZ, L., MARTÍNEZ-JAUREGUI, M., MONTES, F., OLIVEIRA, N. y PASALODOS-TATO, M. 2017. The multi-objective Spanish National Forest Inventory. *Forest Systems* 26: e04S.
- ALONSO, J.L.B. 2007. «El patrimonio vegetal del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (España), reserva MaB de la biosfera y Patrimonio Mundial de la Humanidad». En *Hacia una cultura de conservación de la diversidad biológica* (pp. 141-152). Sociedad Entomológica Aragonesa, SEA.
- DEL RÍO M., MONTES F., CAÑELLAS I., MONTERO G. 2003. Diversidad estructural en masas forestales. *Investigaciones Agrarias. Sistemas y Recursos Forestales* 12:159-176.
- FOSTER, D.R., ORWIG, D.A., y MCLACHLAN, L. 1996. Ecological and conservation insights from reconstructive studies of temperate old-growth forests. *Tree* 11: 419-24.
- GADOW K. VON. 1993. *Zur Bestandesbeschreibung in der Forsteinrichtung*. Forst und Holz 21, 601-606.
- GÓMEZ GARCÍA, P., MADRIGAL-GONZÁLEZ, J., ARRIAGA, F., ROBREDO, J. C., TEJEDOR, E. y BALLESTEROS-CÁNOVAS, J. A. 2024. *Quantifying the resistance of protective mixed-forest against natural hazards in the Pyrenees*, EGU General Assembly 2024, Viena, Austria, EGU24-7645.

- GROVE, A.T. y RACKHAM, O. 2001. *The Nature of Mediterranean Europe. An Ecological History*. 384 pp. Yale University Press, New Haven, USA, 20
- LEDO A., MONTES F. y CONDES S. 2009. *Species dynamics in a montane cloud forest: Identifying factors involved in changes in tree diversity and functional characteristics*. *Forest Ecology and Management* 258S: S75-S84.
- MITECO (2023). *Cuarto Inventario Forestal Nacional*. Huesca. Ed: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO). Madrid 2023.
- MONTES F., RUBIO-CUADRADO A., SÁNCHEZ-GONZÁLEZ M., AULLÓ-MAESTRO I., CABRERA M. y GÓMEZ C. 2029. *Occlusion probability in operational forest inventory field sampling with ForeStereo*. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing (PE&RS)* 85: 493-508
- PARDOS MÍNGUEZ, M., MADRIGAL, G., ROBLEDO, J. J., CLIMENT, J., ALÍA, R., MONTES, F., CAMARERO, J. J., RUBIO-CUADRADO, A. y CALAMA, R. 2020. Efecto del envejecimiento sobre la capacidad reproductiva de *Quercus suber* en bosques maduros de espacios protegidos. *Cuadernos De La Sociedad Española De Ciencias Forestales*, 45(3), 19-36.
- RODRÍGUEZ-GARCÍA, C., MONTES F., RUIZ, F., CAÑELLAS, I. y PITA, P. 2014. Stem mapping and estimating standing volume from stereoscopic hemispherical images. *European Journal of Forest Research* 133: 895-904.
- SPIES, T.A. 2004. *Ecological concepts and diversity of old-growth forests*. *Journal of Forestry*, 102: 14-20.
- SÁNCHEZ-GONZÁLEZ, M., CABRERA, M., HERRERA, P.J., VALLEJO, R., CAÑELLAS, I. y MONTES, F. 2016. *Basal area and diameter distribution estimation using stereoscopic hemispherical images*. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 82: 605-616.
- SANGÜESA-BARREDA, G., CAMARERO, J.J., OLIVA, J., MONTES, F. & GAZOL, A. 2015. «Past logging, drought and pathogens interact and contribute to forest dieback». *Agricultural and Forest Meteorology*, 208: 85-94.
- WIRTH, C., GLEIXNER, G. y HEIMANN, M. *Old-growth forests: function, fate and value—an overview*. Springer Berlin Heidelberg, 2009.

6. Vulnerabilidad y Riesgo de los ecosistemas forestales frente al cambio climático: Diseño de un sistema de alerta temprana y seguimiento



Miguel Angel de Zavala Gironés, Julián Tijerín Triviño, Patricia González Díaz, Paloma Ruiz Benito

Universidad de Alcalá, Departamento de Ciencias de la Vida, Grupo de Ecología y Restauración Forestal (FORECO), Alcalá de Henares (Madrid)

Marina Rodes Blanco, Mariano García, Mihai Tanase

Universidad de Alcalá, Departamento de Geología, Geografía y Medio Ambiente, Environmental Remote Sensing Research Group (GITA), Alcalá de Henares (Madrid)

1. Introducción

Los bosques cubren más de un 30% de la biosfera terrestre, y proveen múltiples servicios ecosistémicos claves para el bienestar humano, además de ser un componente fundamental del ciclo del carbono y del agua (Evaluación de Ecosistemas del Milenio, 2005). En un contexto de cambio climático, los eventos climáticos extremos, como las sequías o las olas de calor, son unos de los limitantes más importantes para los bosques, especialmente en los límites sur de la distribución de las especies (Allen *et al.* 2010). A pesar de que las poblaciones locales están adaptadas a un cierto nivel de perturbaciones (Petit *et al.* 2008), la capacidad adaptativa de los bosques ante los nuevos estreses asociados al cambio climático puede verse limitada, desencadenando migraciones o procesos de extinción locales (Aitken *et al.* 2008).

Los árboles pueden responder individualmente de una forma diferente a los eventos extremos, estando presente la adaptación local a pequeña escala (Eckert *et al.* 2015). No obstante, en los últimos años, y a una escala de rodal a regional, se han registrado

reducciones en el crecimiento y aumentos en los procesos de decaimiento (Martínez-Vilalta *et al.* 2012, Brienen *et al.*, 2015, Camarero *et al.* 2015), descensos en la regeneración (Floyd *et al.* 2009, Mendoza *et al.* 2009) y aumentos de mortalidad (Koepke *et al.* 2010, Herrero *et al.* 2013) a nivel mundial asociados a condiciones de extrema sequía. Los procesos de decaimiento y mortalidad forestal pueden alterar la composición específica de la masa forestal (Suárez & Kitzberger 2008, Ruiz-Benito *et al.* 2017), el rango de distribución (Allen & Breshears 1998, Peñuelas *et al.* 2007) o la estructura de las poblaciones (Herrero & Zamora 2014, Allen *et al.* 2015), lo que a su vez puede provocar cambios en los procesos y funciones de los bosques (Anderegg *et al.* 2013). Por este motivo, los gestores deben contar con herramientas para poder evaluar la vulnerabilidad de los bosques en el espacio y en tiempo, de forma que puedan anticiparse y planificar posibles respuestas de adaptación que permitan incrementar la resiliencia de los bosques frente al cambio climático.

En este proyecto se están abordando diferentes herramientas para la evaluación de la vulnerabilidad forestal en respuesta a la sequías cuya intensidad y duración se está incrementando como resultado del cambio climático. En particular nos hemos centrado en aquellos ecosistemas dominados por el pino silvestre por ser una especie con una amplia distribución en Eurasia pero con su límite meridional en la Península Ibérica lo que la hace particularmente vulnerable. En concreto nos hemos centrado en evaluar la respuesta de las masas de esta especie en los tres Parques Nacionales en los que esta especie tiene una presencia significativa (Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama y Parque Nacional de Sierra Nevada).

2. Material y metodología

En primer lugar, se ha llevado a cabo una zonificación de las masas de pino silvestre para la identificación de áreas de respuesta homogénea (Chávez-Durán *et al.*, 2022) mediante un algoritmo de *clustering* no supervisado a partir de variables derivadas de sensores remotos (mostramos los resultados del Parque Nacional Ordesa y Monte Perdido). Las áreas de respuesta homogénea representan masas de bosque de Pino silvestre con características similares. Para la identificación de las áreas de respuesta homogénea se empleó el algoritmo K-means, que agrupa los datos en k clases mediante la maximización de la similitud dentro de las clases y la reducción entre las clases (Han & Kamber, 2001). Mediante esta técnica se agrupan los datos en subgrupos homogéneos según las variables de entrada proporcionadas. En nuestro caso, las variables de entrada son características estructurales y espectrales de los bosques de Pino silvestre.

Las variables estructurales se obtuvieron a partir de los datos de la segunda cobertura LiDAR del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA), obtenidos del centro de descargas del Instituto Geográfico Nacional (<https://centrodedescargas.cnig.es/>). Para definir la estructura del bosque seleccionamos una variable relacionada con la distribución horizontal del dosel (Fracción de cabida cubierta), una métrica relacionada con la altura del dosel (altura media) y otra relacionada con la heterogeneidad de la vegetación (coeficiente de variación de la altura).

Las variables espectrales se obtuvieron a partir de un compuesto de los meses de verano generado a partir de imágenes Landsat 8 del 2021. A partir de las bandas del compuesto de Landsat se calcularon los componentes de brillo, verdor y humedad a partir de la transformación Tasseled Cap. Esta transformación permite, combinando las bandas originales, obtener estos tres componentes que tienen un significado físico preciso y, por tanto, facilitan su interpretación (Chuvieco, 2010).

El algoritmo K-means requiere determinar el número de grupos que se quieren generar. El número óptimo de grupos puede determinarse mediante dos métodos principales: el método del codo o el método de la silueta. Este punto de inflexión o ‘codo’ identifica el valor de K a partir del cual la variación explicada en función del número de grupos. Este codo representa cuándo la variación explicada no aumenta al agregar un nuevo grupo en el agrupamiento.

El valor de la silueta es una métrica de la similitud de un objeto (por ejemplo, un píxel) dentro de su grupo en comparación con otros grupos. Este valor va de -1 a 1. Cuando la puntuación de la silueta es igual o alrededor de 1, significa que los objetos (píxeles) están perfectamente asignados en un grupo y los grupos son fácilmente distinguibles. Valores más bajos (alrededor de 0) significan que los grupos o clústeres se superponen. Los valores negativos significan que los objetos (píxeles) están incorrectamente asignados en un grupo (valores atípicos dentro del grupo) (Kaufman *et al.*, 1990).

El gráfico de la silueta es una representación del valor de la silueta para el objeto estudiado y proporciona información sobre el tamaño de cada grupo (ancho del gráfico de la silueta), los objetos mal clasificados (valores bajos o negativos) y el rendimiento general del agrupamiento (valores medios de la silueta en general y por agrupamiento).

Una vez que hemos elegido el número óptimo de grupos, describimos cada grupo en términos de datos estructurales y espectrales.

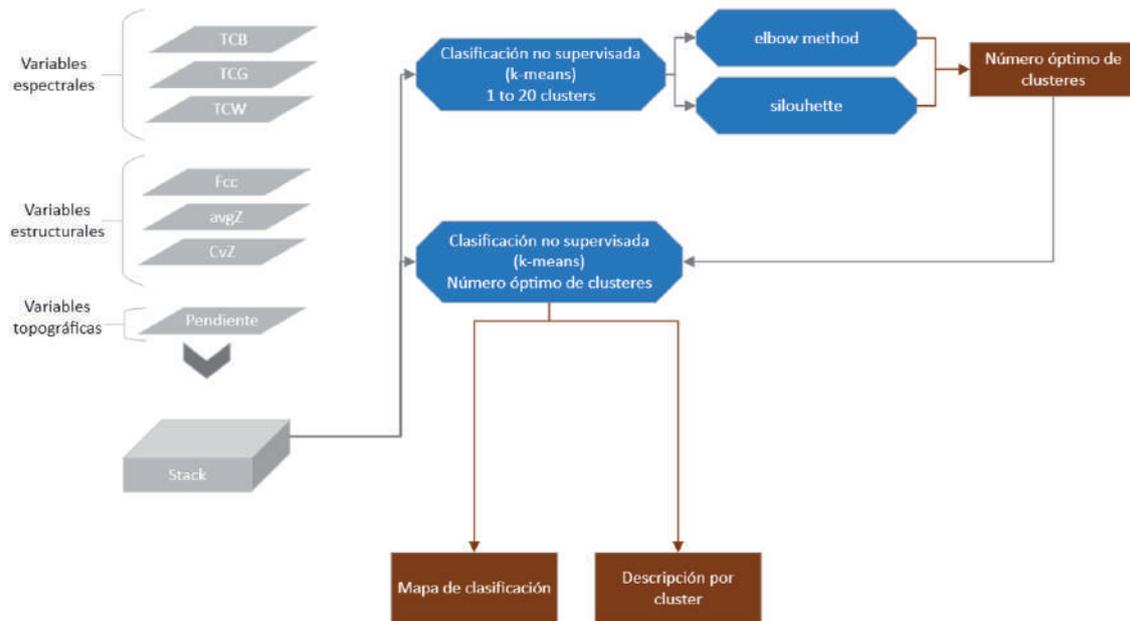


Figura 1. Diagrama de flujos para clasificación de áreas de respuesta homogéneas mediante *clustering*

En segundo lugar, se calculó la biomasa anual a través de la combinación de datos del Inventario Forestal Nacional de España (IFN) y con datos de teledetección (LiDAR e imágenes satelitales (Landsat)). Utilizando datos del IFN, obtuvimos información estructural (altura y diámetro a la altura del pecho -dbh-) e identificamos las especies presentes en cada parcela del área de estudio. Posteriormente, aplicamos las ecuaciones alométricas definidas por Montero *et al.* (2005) para estimar la biomasa en cada una de estas parcelas. Por otra parte, basándonos en la información de la primera cobertura del proyecto PNOA-LiDAR (2010), calculamos métricas verticales (altura, cobertura, densidad, etc.) y extrajimos estos valores ajustados a las dimensiones de las parcelas del IFN (parcelas circulares de 25 m de radio). Utilizando la biomasa estimada del IFN como variable respuesta y las métricas LiDAR como variables predictoras, calculamos la biomasa para toda el área de distribución del Pino silvestre. Con esta información espacialmente explícita, empleamos una técnica de machine learning, Random Forest, utilizando la biomasa estimada por LiDAR como la variable dependiente y, como variables predictoras, aquellos índices espectrales derivados a partir de imágenes del satélite Landsat. Se utilizaron imágenes adquiridas de todos los sensores Landsat operativos cada año para evitar el efecto de estacionalidad en los cálculos. A continuación, aplicamos este modelo para estimar valores anuales de biomasa para todo el período de estudio objetivo.

Por otra parte, también se calculó el índice de Precipitación-Evapotranspiración Estandarizado con escala de 12 meses (SPEI12). Este índice es una herramienta crucial en la evaluación de eventos de sequía debido a su capacidad para integrar tanto la precipitación

y la evapotranspiración actual como la pasada, proporcionando una medida estandarizada de la humedad del suelo a lo largo de un período de 12 meses. Esta medida considera las condiciones de humedad a corto y largo plazo, lo que permite capturar tanto las sequías repentinas como las sequías prolongadas. Al calcular el SPEI12, se puede evaluar la gravedad de una sequía, su duración y su frecuencia (Beguería *et al.*, 2014). Este índice fue calculado para el área de estudio, siendo la sequía la principal perturbación evaluada en nuestros análisis.

Por último, la resistencia y resiliencia de los bosques fue calculada utilizando el paquete de R pointRes (Van der Maaten-Theunissen *et al.*, 2015). Este paquete calcula la resistencia y resiliencia de las masas forestales mediante un enfoque basado en puntos temporales, que evalúa la respuesta del ecosistema forestal a las perturbaciones a lo largo del plazo. Este enfoque implica la recopilación de datos sobre el estado del bosque en puntos de tiempo seleccionados, los cuales pueden provenir de diversas fuentes como inventarios forestales, modelos de dinámica forestal o, como en nuestro caso, de estudios de teledetección que incluyen datos de fuentes ecológicas para validar la información. Con estos datos, el paquete calcula tanto la resistencia como la resiliencia del bosque en cada punto de tiempo siguiendo la metodología desarrollada por Lloret *et al.* (2011). La resistencia se refiere a la capacidad del bosque para mantener su funcionalidad y estructura frente a perturbaciones, mientras que la resiliencia se refiere a su capacidad para recuperarse después de una perturbación. Finalmente, el paquete proporciona herramientas para visualizar y analizar los resultados del análisis, lo que incluye la generación de gráficos que muestran la resistencia y resiliencia a lo largo del tiempo, así como análisis estadísticos para identificar tendencias significativas o patrones en los datos.

3. Resultados preliminares y discusión

3.1. Zonificación de las masas de Pino silvestre

En la Figura 2 se muestra el resultado de la zonificación desarrollada a través del proceso descrito en la Figura 1. Se puede observar que conforme vamos añadiendo clústeres al algoritmo de clasificación, nos va mostrando la aparición de grupos forestales con características diferentes a los ya existentes. Este primer paso nos permite evaluar cuál es el número óptimo de clústeres, pudiendo visualizar los valores que tiene cada uno de nuestros clústeres, así como representar espacialmente la distribución de dichos valores dentro de un mismo clúster. Estas características nos permitirán con posterioridad, asociar ciertos valores a áreas que potencialmente pudieran presentar decaimiento o ser más susceptibles de sufrirlo.

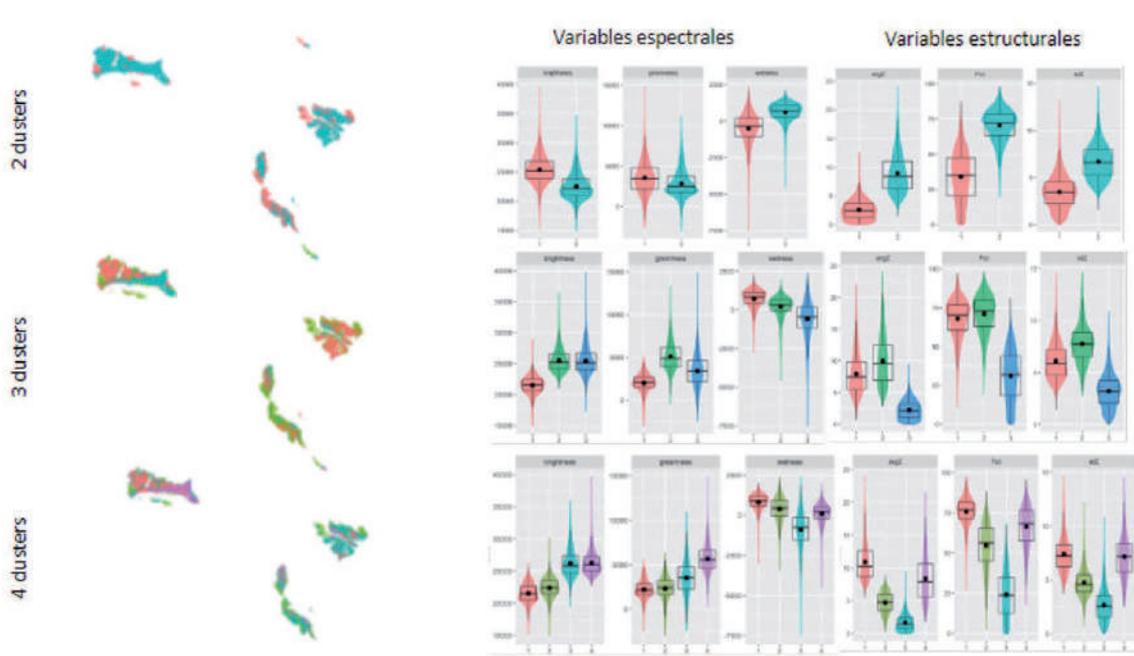


Figura 2: Clasificación de los pinares de Pino silvestre de Ordesa en zonas espectral y estructuralmente homogéneas. En filas se representan los resultados de las clasificaciones usando 2 clústeres (fila superior), 3 (fila intermedia) o 4 clústeres (fila inferior). En el panel de la izquierda se muestra en formato mapa la localización geográfica de las diferentes áreas y, en el panel de la derecha, la descripción de las clases y las diferencias que se pueden observar en las variables espectrales y estructurales.

Interpretación de los clústeres

En la Figura 3, se presenta una interpretación de la información que contiene cada clúster y la distribución de estos en una zona concreta extraída de la zona de estudio. A través de esta visualización se observa que hay algunos clústeres que son más dominantes dentro del área estudiada y que, con algunas diferencias, los valores de sus variables tienden a ser similares entre las diferentes clasificaciones (e.g. zona $C2_{3\text{clust}}$ y zona $C1_{4\text{clust}}$), lo que podría estar indicando que hay tipos de vegetación que dominan el área de estudio y que tiene una mayor distribución. Conforme aumentamos el número de clústeres, podemos observar que sigue habiendo algunos clústeres dominantes (e.g. $C4_{4\text{clust}}$) y otros tipos que se presentan con una distribución mucho más reducida y, aparentemente, en zonas muy concretas de la distribución (e.g. fondos de valle o cima de las sierras).

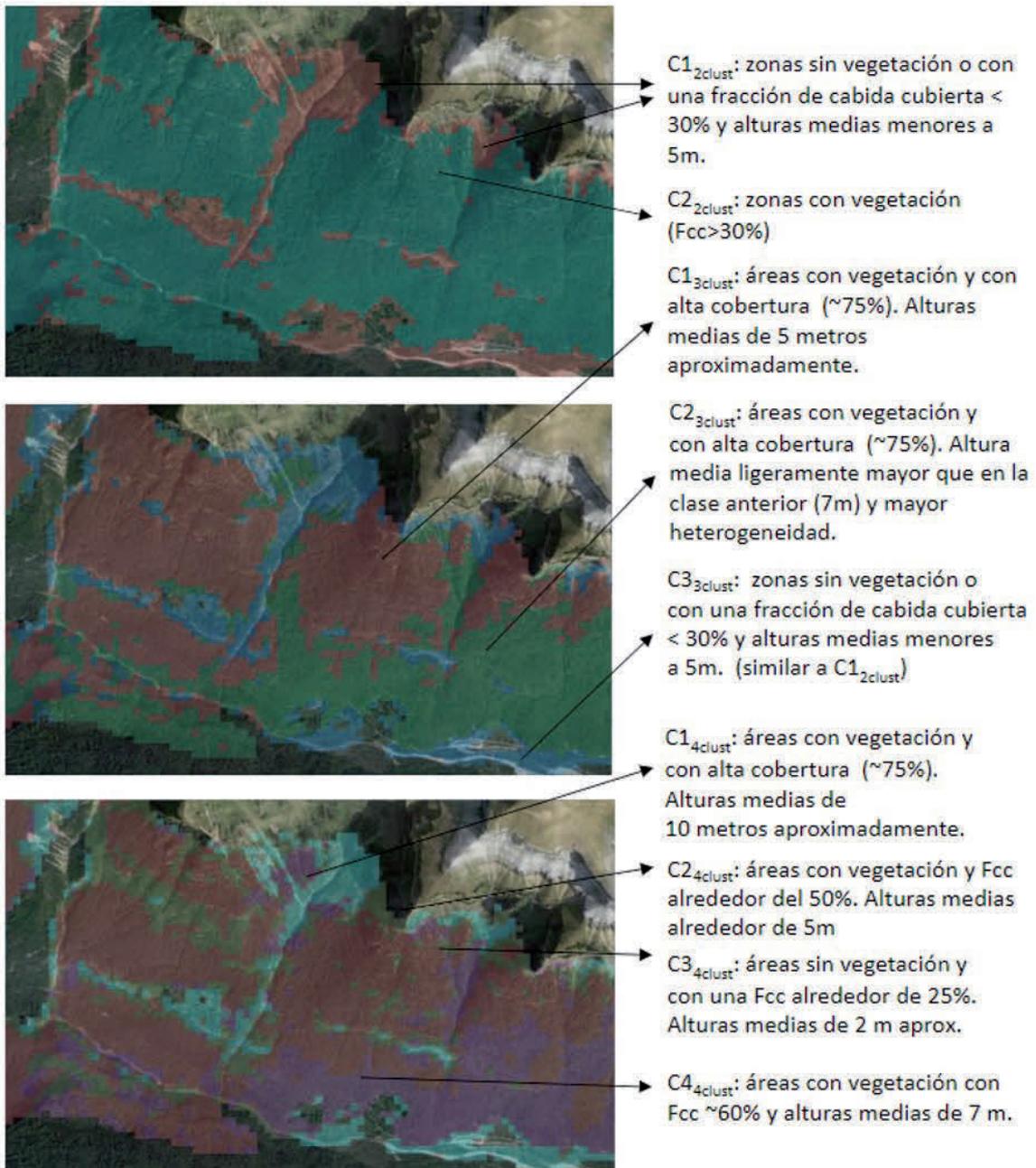


Figura 3. Descripción de las clases estructural y espectralmente homogéneas en el caso de 2 clústeres, 3 y 4 clústeres (de arriba a abajo). Para una mejor visualización se realiza un zoom y se muestra, en una zona concreta, cómo sería la clasificación en función del número de clústeres. Con las flechas se señala el color del clúster y se indica una descripción de la misma según lo obtenido en la Figura 2. Los clústeres se nombran como 1,2,3... dentro de la misma clasificación y se señala con subíndice a qué clasificación corresponde (1 clúster, 2 clústeres, 3 clústeres o 4 clústeres)

3.2. Tendencias temporales de la sequía, evolución de la biomasa anual y efecto de las sequías en la biomasa anual desestacionalizada.

En la Figura 4A se representa la evolución del Índice Estandarizado de Precipitación y Evapotranspiración (SPEI), una herramienta clave en la evaluación de la sequía y la medición estandarizada de su intensidad en la región (Beguería *et al.*, 2014). Esta figura revela una tendencia clara: los eventos de sequía se han vuelto más frecuentes desde el comienzo del siglo XXI, ejerciendo una presión significativa sobre el desarrollo de las masas forestales. Es notable que este aumento en la frecuencia de las sequías se ha intensificado aún más a partir del año 2012, marcando un periodo en el cual las sequías se han vuelto prácticamente continuas, con pocas temporadas sin la presencia de este evento climático. Este patrón sugiere una alteración significativa en las condiciones climáticas que debe ser abordada con urgencia para garantizar la salud y la resiliencia de los ecosistemas forestales frente a estos desafíos emergentes.

En la Figura 4B se presenta la evolución anual de la biomasa para las masas de pino silvestre de la Comunidad de Madrid, proporcionando una visión detallada de la productividad y cambios en la biomasa a lo largo del tiempo en la región. Se observa un patrón general de aumento de la biomasa a lo largo de los años, lo que sugiere un crecimiento positivo en las masas forestales. Sin embargo, este crecimiento no ha sido uniforme, ya que las masas forestales han enfrentado diversos eventos adversos, que incluyen sequías, olas de calor y otros factores que han impactado en la biomasa. Estos hallazgos destacan la complejidad de los factores que influyen en la dinámica forestal y subrayan la importancia de evaluar no solo los efectos de la sequía, sino también otros eventos y perturbaciones que pueden afectar la productividad y la salud de los bosques en la región.

En la Figura 4C se presenta la evolución anual de la biomasa para las masas de pino silvestre, con la tendencia excluida. Esta exclusión de la tendencia permite una evaluación más precisa del impacto específico de factores como la sequía en la biomasa forestal. Al eliminar la tendencia, podemos aislar los efectos de la sequía de otros cambios a largo plazo en el crecimiento forestal, lo que nos proporciona una mejor comprensión de cómo la sequía afecta realmente a las masas forestales. Estos gráficos ofrecen una visión completa de la relación entre la biomasa forestal, la sequía y las condiciones climáticas en la zona de estudio, lo que es esencial para informar la gestión sostenible de los recursos forestales.

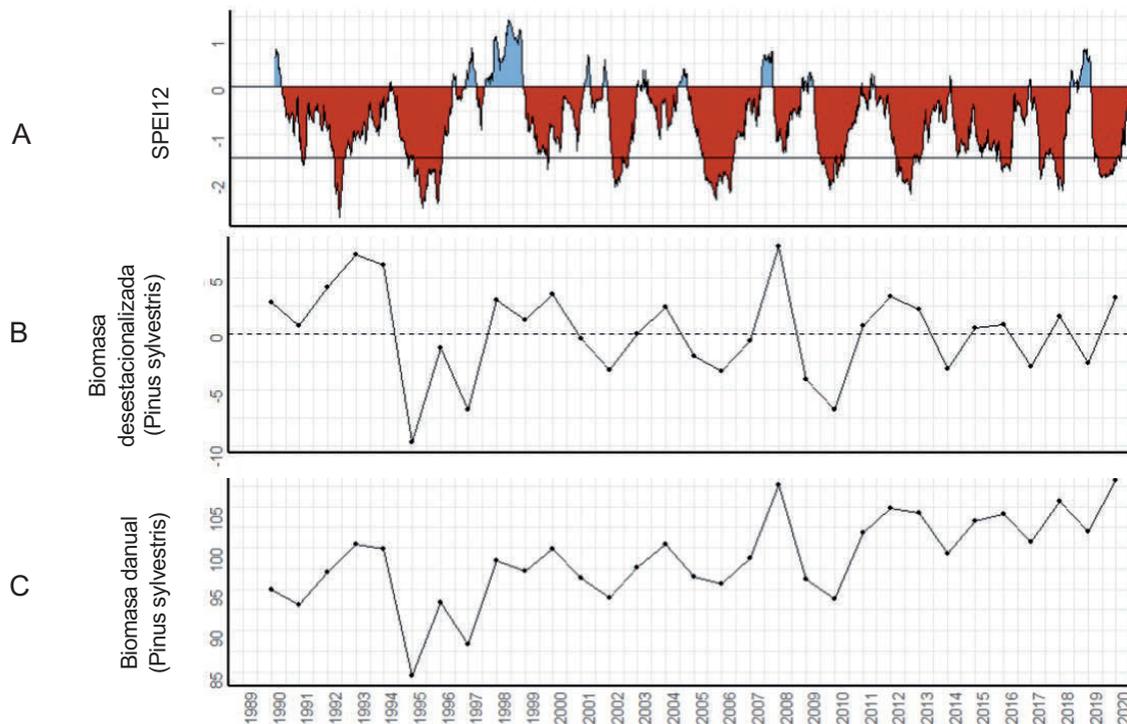


Figura 4. En el gráfico inferior se representa la evolución anual de la biomasa (Mg/ha^{-1}) en las parcelas del Inventario Forestal Nacional para las masas de pino silvestre en la zona de estudio durante el período 1990-2020. En el gráfico central, se muestra esta misma variable de evolución de biomasa para el área de estudio, pero excluyendo la tendencia anual para el período mencionado. Por último, en el gráfico superior se observa la evolución del Índice Estandarizado de Precipitación y Evapotranspiración (SPEI) desde 1990 hasta 2020.

3.3. Resistencia y resiliencia de las masas de Pino silvestre

En la Figura 5A se observa que las masas de pino silvestre exhiben una baja resistencia ante eventos intensos de sequía, destacando los ocurridos en los años 1995, 2005 y 2009. Esta metodología ha sido implementada por el momento en la Comunidad de Madrid pero se está llevando a cabo en los tres Parques. Los eventos extremos se reflejan en una disminución significativa de la resistencia forestal, sugiriendo una mayor vulnerabilidad de los bosques de pino silvestre frente a condiciones climáticas adversas. Asimismo, en la Figura 5B se observa cómo la resiliencia relativa de estas masas forestales se ve afectada durante estos mismos eventos extremos, indicando una capacidad reducida de recuperación del ecosistema después de períodos de sequía intensa. Estos hallazgos resaltan la importancia de considerar la respuesta de los bosques a eventos climáticos extremos para una gestión forestal efectiva y adaptativa.

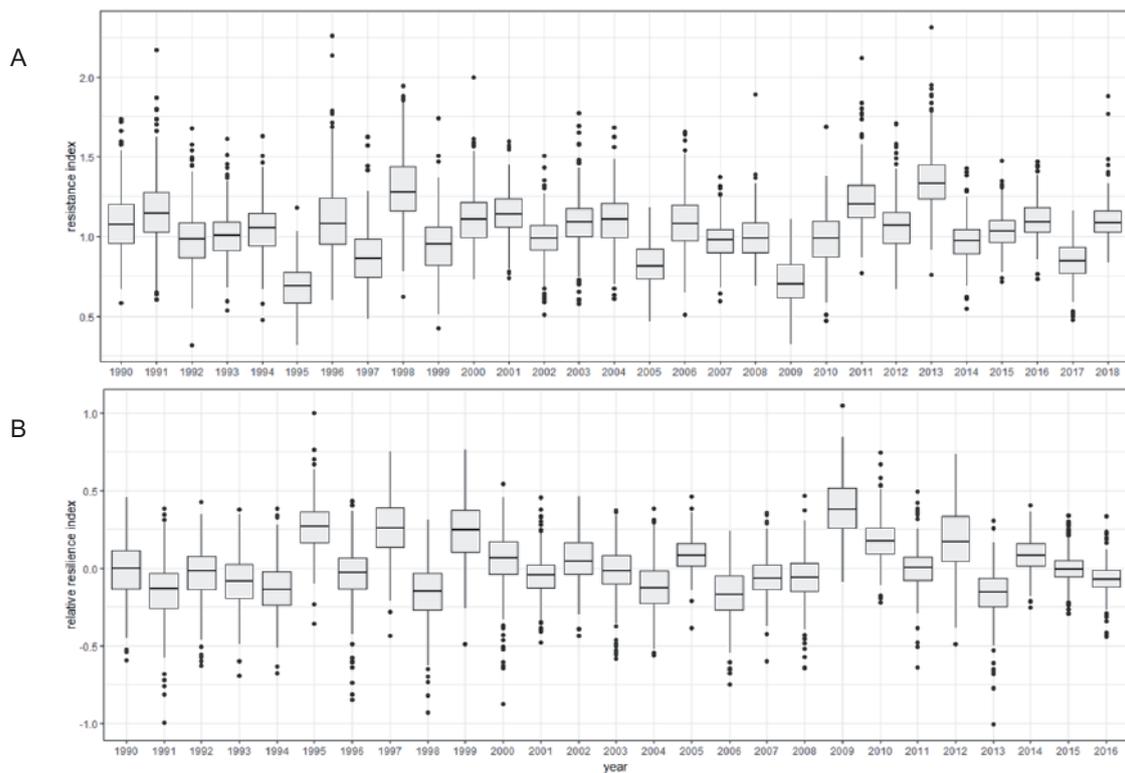


Figura 5. Se presenta el análisis de resistencia y resiliencia relativa de las masas de pino silvestre durante el periodo de 1990 a 2018. El gráfico superior muestra el índice de resistencia, mientras que el gráfico inferior representa la resiliencia relativa. Estos índices se calcularon siguiendo la metodología propuesta por Lloret *et al.* (2011)

4. Conclusiones

Bajo el contexto actual de cambio climático, los procesos de decaimiento o el desplazamiento competitivo de las especies, la estabilidad y dominancia del pino silvestre en muchas localidades a medio plazo es incierta. Por ello, los gestores requieren de instrumentos de seguimiento que permitan diagnosticar y anticiparse a eventos de decaimiento inducidos por sequía, ya que pueden afectar a grandes extensiones de estas masas que se sitúan en el límite sur de su distribución y pueden ser reservorios de diversidad genética. La combinación de información usando aproximaciones multiescalar que refleje las respuestas de los bosques al cambio climático en un marco conceptual estandarizado y mediante un sistema de indicadores clave puede ayudar a sistematizar la evaluación y monitorización de poblaciones sensibles, como la del pino silvestre. Concretamente el proyecto pretende integrar información disponible a escala regional (ordenaciones forestales, de inventario forestal y teledetección) junto con información de campo de fácil

acceso (datos dendrocronológicos e información genética) con la finalidad de diseñar un sistema de alerta temprano de procesos de decaimiento forestal en el pino silvestre en el Parque Nacional de Guadarrama, Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido y el Parque Nacional de Sierra Nevada. El sistema pretende integrar los datos de vulnerabilidad y riesgo, junto con otra información de interés referente a los aspectos estructurales, la conservación o la gestión, que sirva como un sistema experto de apoyo a la toma de decisiones para los agentes implicados en la gestión y ordenación de los parques nacionales estudiados. Además, con la información procedente de los objetivos anteriores se creará un sistema de indicadores que permita monitorizar de forma sistemática las poblaciones de pino silvestre presentes en los parques nacionales españoles.

5. Referencias bibliográficas

- ANDEREGG, W. R. L., KONINGS, A. G., TRUGMAN, A. T., YU, K., BOWLING, D. R., GABBITAS, R., KARP, D. S., PACALA, S., SPERRY, J. S., SULMAN, B. N. & OTHERS. (2018). «Hydraulic diversity of forests regulates ecosystem resilience during drought». *Nature*, 561(7724), 538-541.
- BEGUERÍA, S., VICENTE-SERRANO, S. M., REIG, F. & LATORRE, B. (2014). «Standardized precipitation evapotranspiration index (SPEI) revisited: parameter fitting, evapotranspiration models, tools, datasets and drought monitoring». *International Journal of Climatology*, 34(10), 3001-3023.
- CHÁVEZ-DURÁN, Á. A., OLVERA-VARGAS, M., FIGUEROA-RANGEL, B., GARCÍA, M., AGUADO, I. & RUIZ-CORRAL, J. A. (2022). «Mapping homogeneous response areas for forest fuel management using geospatial data, k-means, and random forest classification». *Forests*, 13(12), 1970.
- CHUVIECO SALINERO, E. (2008). *Teledetección ambiental: la observación de la Tierra desde el espacio*.
- GAZOL, A., & CAMARERO, J. J. (2016). Functional diversity enhances silver fir growth resilience to an extreme drought. *Journal of Ecology*, 104(4), 1063-1075.
- GAZOL, A., CAMARERO, J. J., ANDEREGG, W. R. L. & VICENTE-SERRANO, S. M. (2017). «Impacts of droughts on the growth resilience of Northern Hemisphere forests». *Global Ecology and Biogeography*, 26(2), 166-176.
- GRANDA, E., GAZOL, A. & CAMARERO, J. J. (2018). «Functional diversity differently shapes growth resilience to drought for co-existing pine species». *Journal of Vegetation Science*, 29(2), 265-275.

- HABERSTROH, S. & WERNER, C. (2022). «The role of species interactions for forest resilience to drought». *Plant Biology*, 24(7), 1098-1107.
- KAUFMAN, L. & ROUSSEEUW, P. J. (2009). «Finding groups in data: an introduction to cluster analysis». *John Wiley & Sons*.
- LLORET, F., KEELING, E. G. & SALA, A. (2011). «Components of tree resilience: effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests». *Oikos*, 120(12), 1909-1920.
- LOPEZ-IGLESIAS, B., VILLAR, R. & POORTER, L. (2014). «Functional traits predict drought performance and distribution of Mediterranean woody species». *Acta Oecologica*, 56, 10-18.
- MONTERO G, R RUIZ-PEINADO, M MUÑOZ. (2005). *Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles*. Madrid, España. Monografías INIA, Serie Forestal 13. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, Ministerio de Educación y Ciencia. 270 p.
- PETCHEY, O. L. & GASTON, K. J. (2006). «Functional diversity: back to basics and looking forward». *Ecology Letters*, 9(6), 741–758.
- SCHWARZ, J. A. & BAUHUS, J. (2019). «Benefits of mixtures on growth performance of silver fir (*Abies alba*) and European beech (*Fagus sylvatica*) increase with tree size without reducing drought tolerance». *Frontiers in Forests and Global Change*, 2, 79.
- VAN DER MAATEN-THEUNISSEN, M., VAN DER MAATEN, E. & BOURIAUD, O. (2015). «PointRes: an R package to analyze pointer years and components of resilience». *Dendrochronologia*, 35, 34-38.

7. Evidencias del declive de coleópteros coprófagos en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido: consecuencias en la conservación de pastos de montaña



José R. Verdú

I.U.I. CIBIO, Universidad de Alicante

Vieyle Cortez

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

Elisa Villén Molina

I.U.I. CIBIO, Universidad de Alicante

Jean-Pierre Lumaret

Université Paul-Valéry Montpellier III (Francia)

Carmelo García Romero

Real Academia de Ciencias Veterinarias. Instituto de España. Sociedad española de Agroecología (SEAE)

Antonio J. Ortiz

Universidad de Jaén

Jorge M. Lobo

Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC (Madrid)

Catherine Numa

Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), Delegación España

Estela González Rodríguez

I.U.I. CIBIO, Universidad de Alicante

1. Introducción

La ganadería extensiva tradicional, además de ser una actividad socioeconómica importante, es un agente diversificador del paisaje en áreas de montaña de la Península Ibérica, especialmente si esta actividad se realiza con razas autóctonas adoptando las técnicas zootécnicas adecuadas. No obstante, en los últimos años hemos observado un

deterioro de los ecosistemas de montaña debido a la acumulación de los excrementos del ganado sin degradar lo que provoca la disminución de la calidad de los pastos. La causa principal de este deterioro es la disminución de la fauna coprófaga debido al uso rutinario e indiscriminado de los antiparasitarios ecotóxicos del ganado, lo que ha provocado en los últimos 20-30 años el declive de los insectos coprófagos en los Parques nacionales donde la ganadería extensiva se ha gestionado de manera convencional (Verdú, 2019; Verdú *et al.* 2018, 2022). Teniendo en cuenta que los coleópteros coprófagos juegan un papel determinante en el mantenimiento de los ecosistemas, contribuyendo notablemente en procesos ecológicos clave, como la descomposición de los excrementos, el reciclaje de nutrientes, la bioturbación y aireación del suelo, el control de parásitos, el crecimiento de las plantas, la dispersión de semillas, el cambio de las comunidades microbianas del suelo y la reducción de la emisión de gases de efecto invernadero (Bornemissza y Williams 1970, Milotic *et al.* 2019, Penttilä *et al.* 2013, Verdú *et al.* 2020), el declive de sus poblaciones es un tema urgente a tratar en la Península Ibérica (Lobo, 2001).

En el presente trabajo memoria se presentan los resultados obtenidos sobre el estado de salud de los ensambles de escarabeidos coprófagos, así como del proceso de descomposición del excremento que realizan en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Para ello se han realizado un análisis de diversidad taxonómica y funcional de gremios, así como un test de degradación de los excrementos del ganado 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. Materiales y métodos

El estudio se realizó durante 2023 en los Llanos de Tripals, la Sierra Custodia y los Llanos de Lalarri, concretamente en el área de Plana Canal-San Vicenda, el área de La Estiba de Pineta y el área de Cuello Arenas. La selección de las áreas de muestreo se realizó considerando la intensidad del uso de ivermectina, el tipo de ganado (vacuno especialmente), el tipo de hábitat (pastizales de montaña) y la altitud (entre 1700-2000 m). Debido a las posibles diferencias fenológicas de los coleópteros coprófagos y a las diferentes actuaciones de saneamiento durante el año, los muestreos se realizaron en dos épocas diferentes: en primavera-verano y en otoño. De este modo podíamos evaluar el estado de salud del ensamble de coleópteros coprófagos en su totalidad.

2.1. Análisis de diversidad alfa

En cada área 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 y contaron todos los ejemplares de coleópteros coprófagos pertenecientes a las

familias *Aphodiidae*, *Geotrupidae* y *Scarabaeidae*. Una vez identificadas las especies, todos los individuos se liberaron en el mismo lugar de colecta. Para estimar la eficiencia del muestreo se realizó un análisis del grado de cobertura (Chao y Jost, 2012) utilizando el software iNext (Hsieh, 2013). Para un análisis completo de la diversidad alfa, se seleccionaron las diversidades a los niveles $q = 0$, $q = 1$ y $q = 2$.

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

A partir de los mismos excrementos analizados para determinar la diversidad alfa, se utilizó una ficha modelo adaptada a la composición de especies del ensamble del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) (Figura 1). En primer lugar, se realizó una fotografía cenital con una escala determinada (Figura 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 anotó el número de galerías (ver Figura 2B) siguiendo las indicaciones de la ficha modelo (Figura 1). Con base en esta información se adjudicó un nivel cualitativo de actividad funcional a cada excremento. Asimismo, se daba, para cada excremento estudiado, una categoría de calidad (desde “0” = “Sin actividad” hasta “4” = calidad óptima) en lo que respecta a la diversidad funcional observada y la abundancia y presencia de las especies indicadoras seleccionadas. Las abundancias relativas se indicaron utilizando letras mayúsculas en el caso de abundancias por encima del promedio de referencia basándonos en trabajos anteriores, y letras minúsculas cuando las abundancias observadas fueron inferiores a los promedios usados como referencia.

Actividad funcional	Descripción	Vista excremento + suelo	Coleópteros
Óptima	Escarabajos telecópridos mediano tamaño + actividad enterradora por escarabajos grandes (≥ 2 cm orificios) + medios-pequeños ($1 \text{ cm} > \text{orificios} > 0.5 \text{ cm}$) + pequeños ($\text{orificios} < 0.5 \text{ cm}$) + endocópridos talla mediana y pequeña.		A + B + C + D + E
Alta	Actividad enterradora por escarabajos grandes (≥ 2 cm orificios) + medios-pequeños ($1 \text{ cm} > \text{orificios} > 0.5 \text{ cm}$) + pequeños ($\text{orificios} < 0.5 \text{ cm}$) + endocópridos talla mediana y pequeña.		B + C + D + E
Media	Actividad enterradora por especies de media-pequeña talla ($1 \text{ cm} > \text{orificios} > 0.5 \text{ cm}$) + pequeña talla ($\text{orificios} < 0.5 \text{ cm}$) + escarabajos endocópridos de mediana y pequeña talla.		C + D + E
Baja	Actividad endocóprida únicamente por escarabajos de mediana talla ($\text{orificios} < 0.5 \text{ cm}$) + escarabajos endocópridos de pequeña talla.		D + E
Sin actividad	No se detectan orificios en el suelo ni en el excremento. Excremento intacto.		∅

A


B


C


D


E


1 cm

Figura 1. Ficha modelo 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. Con base en el conocimiento de la fauna de coleópteros coprófagos existentes en el PNOMP, las especies indicadoras seleccionadas son: *Onthophagus fracticornis* y *O. ovatus* (A), *Geotrupes stercorarius* (B), *Trypocopris pyrenaicus* (C), *Acrossus rufipes* (D) y *Otophorus haemorrhoidalis* (E).

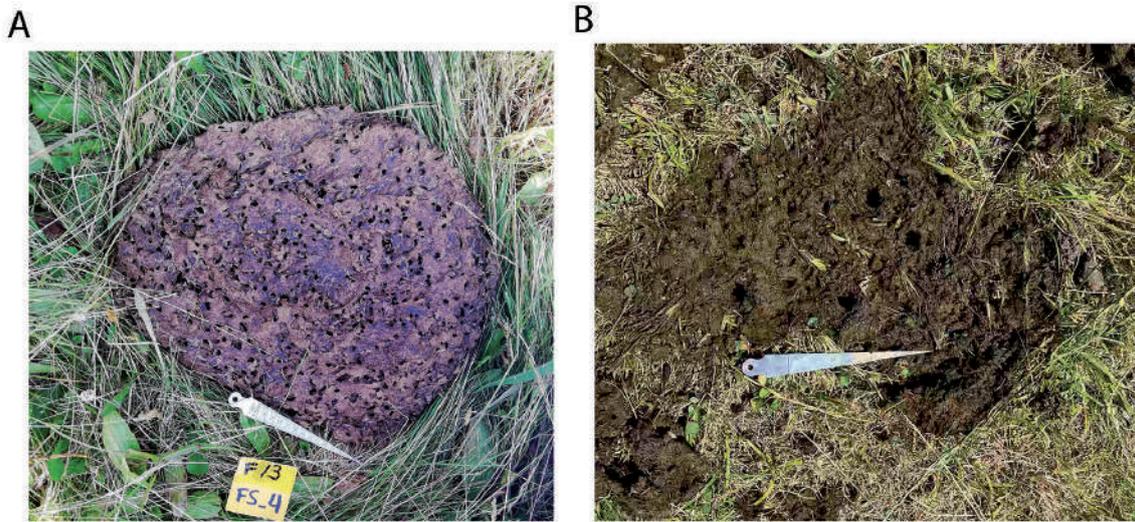


Figura 2. Fotografías cenitales de un excremento de vaca en el que se observa la actividad de la fauna coprófaga superficial (A); y los orificios correspondientes a la actividad descomponedora mediante el enterramiento del excremento (B).

2.3. Determinación del porcentaje de degradación del excremento por la acción de los coleópteros coprófagos

En cada área ganadera, se depositaron en el suelo 10 muestras de excremento vacuno fresco de 1.2 kg separadas 5-10 metros entre ellas. Al mismo tiempo se colocaron tres muestras de excremento cubiertas con una malla de nylon para evitar la colonización de la muestra por insectos (control). 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 15 días, se recogieron todas las muestras de cada finca y en el laboratorio se desecaron en estufas (INDELAB®) a 80 °C durante 72 h para deshidratarlas. 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.

3. Resultados

3.1. Eficiencia del muestreo

Se estudiaron un total de 20483 individuos pertenecientes a un total de 19 especies de coleópteros coprófagos en el PNOMP. El grado de cobertura del muestreo fue muy próximo al 100% en las tres áreas de estudio (Tabla 1), lo que permite utilizar los datos empíricos para los análisis de diversidad descriptos.

Tabla 1. Eficiencia del muestreo realizado en las tres áreas de estudio.

	Cuello Arenas	Plana Canal	Estiba Pineta
N	11013	1988	7482
S	15	15	17
SC (%)	100	99.95	99.95

N = número de individuos.

S = número de especies observadas.

SC = grado de cobertura del muestreo (en porcentaje).

3.2. Diversidad alfa

El número de especies (0D) fue similar en las tres áreas estudiadas ya que no se observaron diferencias significativas en los perfiles de diversidad analizados (Tabla 2). Respecto al número efectivo de especies considerando las abundancias relativas de los ensamblajes (1D), Planacanal presentó mayor diversidad alfa que las otras dos áreas, siendo la Estiba de Pineta la que menor 1D presentó. Los mismos resultados se obtuvieron con la diversidad alfa considerando la dominancia de especies (2D).

Tabla 2. Diversidad alfa a distintos niveles q (0, 1 y 2) de las tres áreas estudiadas en el PNOMP

	0D	1D	2D
Cuello Arenas	15 (15.00–15.00)	2.03 (1.98–2.09)	1.37 (1.34–1.39)
Plana Canal	15 (13.08–16.08)	2.92 (2.76–3.12)	1.73 (1.67–1.81)
Estiba Pineta	17 (14.52–19.30)	1.36 (1.33–1.41)	1.11 (1.10–1.13)

3.3. Diversidad funcional y diagnóstico del estado de salud del ensamble de coleópteros coprófagos

Los resultados obtenidos en la estación de primavera-verano mostraron que en el área de Plana Canal 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 del 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 3). 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 familia *Scarabaeidae*

(Tabla 3), así como un número de individuos extremadamente bajo, especialmente de los grupos funcionales de la familia mencionada. 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 familia *Scarabaeidae* (Tabla 3), así como un número de individuos extremadamente bajo.

En la estación otoñal, en el área de Plana Canal se observa un leve incremento en el número de especies y un notable incremento en las abundancias de las especies encontradas. Debido a la presencia de *Nimbus contaminatus* (Tabla 4). En la Estiba de Pineta se sigue observando un reparto muy desproporcionado de los grupos funcionales y taxonómicos (Tabla 4), incluso mucho menos equilibrado debido a las abundancias de *N. contaminatus* y a la bajísima representación de los *Scarabaeidae* y los *Geotrupidae* en este sector durante esta época del año. En Cuello Arenas también se observa un leve descenso en el número de especies respecto a la estación primavera-estival pero un notable incremento en las abundancias de algunas de las especies encontradas. Independientemente del caso particular de *N. contaminatus* que en este sector alcanza relaciones de abundancia/excremento máximas, hay que destacar el incremento notable de la relación abundancia/excremento de los *Scarabaeidae*, debido especialmente a aumento en las abundancias de *Onthophagus fracticornis* (Tabla 4).

Tabla 3. Relación de especies y abundancias en las tres áreas estudiadas durante la estación primavero-estival

	Cuello Arenas	Plana Canal	Estiba Pineta
Aphodiidae			
<i>Acrossus rufipes</i>			1
<i>Agrilinus obscurus</i>			6
<i>Aphodius foetens</i>	471	35	107
<i>Bodilopsis rufa</i>	191	3	54
<i>Colobopterus erraticus</i>	74	15	5
<i>Coprimorphus scrutator</i>	157	13	23
<i>Esymus pusillus</i>	4	2	4
<i>Otophorus haemorrhoidalis</i>	115	103	19
<i>Teuchestes fossor</i>	24	1	40
Geotrupidae			
<i>Anoplotrupes stercorosus</i>	20		12
<i>Geotrupes stercorarius</i>	37	6	32

<i>Trypocopris pyrenaeus</i>	24	2	3
Scarabaeidae			
<i>Onthophagus ovatus</i>	1	2	1
<i>Onthophagus lemur</i>			1
<i>Onthophagus fracticornis</i>	9		1
<i>Onthophagus vacca</i>	14		
Total general	1141	182	309

Tabla 4. Relación de especies y abundancias en las tres áreas estudiadas durante la estación otoñal

	Cuello Arenas	Plana Canal	Estiba Pineta
Aphodiidae			
<i>Aphodius fimetarius</i>	17	3	1
<i>Aphodius foetens</i>	11	7	
<i>Bodilopsis rufa</i>	54	14	4
<i>Colobopterus erraticus</i>	3	9	
<i>Coprimorphus scrutator</i>	6	6	
<i>Nimbus contaminatus</i>	9399	1496	7095
<i>Otophorus haemorrhoidalis</i>		58	
Geotrupidae			
<i>Anoplotrupes stercorosus</i>	8	15	15
<i>Geotrupes stercorarius</i>	12	98	48
<i>Trypocopris pyrenaeus</i>	10	12	1
Scarabaeidae			
<i>Onthophagus ovatus</i>	7	15	
<i>Onthophagus fracticornis</i>	345	47	9
<i>Onthophagus similis</i>		26	
Total general	9872	1806	7173

En lo que respecta al estado de salud del ensamble de coleópteros coprófagos con base en la ficha de evaluación rápida (Figura 1) se observó que los niveles de actividad descomponedora durante el periodo de primavera-verano fueron muy bajos, estimando niveles 2bce para Plana Canal y 2abce para la Estiba de Pineta y Cuello Arenas. Durante la estación otoñal los niveles fueron igualmente bajos, 2abCe, 2abc y 2Abc para Plana

Canal, la Estiba de Pineta y Cuello Arenas, respectivamente. Es de destacar que, durante otoño, tanto Plana Canal como Cuello Arenas mostraron una mejora en las abundancias de algunas de las especies indicadoras.

3.4. 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. En la Tabla 5 se pueden observar los resultados obtenidos durante primavera-verano en los distintos sectores estudiados. Porcentajes de degradación del excremento del ganado vacuno en el PNOMP en 2023.

Tabla 5. Porcentajes de degradación del excremento por la fauna coprófaga

Sector	Periodo	
	Primavera-verano	Otoño
Plana Canal	23.3%	55.3%
La Estiba de Pineta	30.5%	22.5%
Cuello Arenas	40.7%	32.4%

4. Discusión y conclusiones

Con base en los resultados obtenidos en 2023 y teniendo en cuenta muestreos anteriores en 2021, podemos concluir que los ensambles de escarabeidos coprófagos observados cuentan con un número de especies menor de lo esperado. En general, se observan unas poblaciones muy reducidas por el efecto continuado del uso de antiparasitarios ecotóxicos, ivermectina principalmente. Una prueba de este efecto perjudicial para la diversidad de este grupo de insectos, y por tanto del proceso ecológico que desempeñan, es la existencia de unas poblaciones de especies pertenecientes a la familia *Scarabaeidae* realmente muy reducidas. Las especies de *Onthophagus* encontradas han resultado ser muy raras, incluso algunas especies como *O. fracticornis* que debería ser muy abundante en los excrementos del ganado ha presentado poblaciones extremadamente mínimas. La reducción ovárica de este grupo, y por tanto la baja tasa de reproducción de estas especies de *Onthophagus*, afectada a su vez por la toxicidad de la ivermectina durante años, puede ser una de las explicaciones de su mal estado poblacional actual. Desde el punto de vista funcional, se han encontrado desproporciones notables en los representantes de

cada familia lo que es otro indicador del efecto negativo de los antiparasitarios que han afectado a unas especies más que a otras.

Las tasas de degradación de excremento han resultado ser relativamente bajas, rondando entre el 20% y el 40% en primavera-verano y entre el 20% y el 55% en otoño. Es de destacar que las diferencias obtenidas entre los diferentes sectores y periodos del año están relacionadas con la información que disponemos de la aplicación de antiparasitarios ecotóxicos. A falta de obtener mayor información de un mayor número de encuestas a 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 un fenómeno que describimos como “inversión fenológica de la diversidad” que, en este caso concreto, sólo se puede explicar por un evento de elevada toxicidad en las heces durante el periodo de primavera-verano. En este sentido, 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 negativos resultados obtenidos.

En los otros dos sectores estudiados, 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 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 explica la baja diversidad observada.

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. Se ha podido comprobar que el papel de los grandes “cavadores-enterradores” como los geotrópidos (*G. stercorarius* especialmente) es determinante en las mayores tasas de enterramiento y degradación de excremento observadas ya que dada las mermadas poblaciones de *Onthophagus* encontradas, *O. fracticornis* y *O. ovatus* son incapaces en estos momentos de tener un papel protagonista como enterradores de los excrementos del ganado.

En conclusión, partiendo de los resultados obtenidos en 2023, y a falta de un estudio de seguimiento para evaluar los resultados observados y detectar con mayor seguridad las pautas de mejora del estado de salud del ecosistema, se recomienda de manera urgente, eliminar el uso de la ivermectina de modo rutinario, periódico y preventivo, y en los casos en los que sea imprescindible el uso de antiparasitarios ecotóxicos, la aplicación de los mismos debería realizarse por prescripción veterinaria, y teniendo en cuenta los periodos de actividad de los coleópteros coprófagos, evitando el solape con los picos de actividad fenológica de las especies responsables de la degradación e incorporación de los excrementos del ganado al suelo.

5. Referencias bibliográficas

- BORNEMISSZA, G.F. y WILLIAMS, C.H. (1970). «An effect of dung beetle activity on plant yield». *Pedobiologia*, 10: 1-7.
- CHAO, A. y JOST, L. (2012). «Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size». *Ecology*, 93(12): 2533-2547.
- HSIEH, T.C., MA, K.H. y CHAO, A. (2013). *iNEXT online: interpolation and extrapolation*. (Version 1.0) [Software]. Available at <http://chao.stat.nthu.edu.tw/blog/softwaredownload/>
- LOBO, J.M. (2001). Decline of roller dung beetle (Scarabaeinae) populations in the Iberian peninsula during the 20th century. *Biological Conservation*, 97, 43-50.
- MILOTIC, T., BALTZINGER, C., EICHBERG, C. *et al.* (2019). «Functionally richer communities improve ecosystem functioning: Dung removal and secondary seed dispersal by dung beetles in the Western Palaearctic». *Journal of Biogeography*, 46: 70-82.
- PENTTILÄ, A., SLADE, E.M., SIMOJOKI, A., RIUTTA, T., MINKKINEN, K. Y ROSLIN, T. (2013). «Quantifying beetle-mediated effects on gas fluxes from dung pats». *PLoS One*, 8(8), e71454.
- VERDÚ, J.R., LOBO, J.M., SÁNCHEZ-PIÑERO, F., GALLEGO, B., NUMA, C., LUMARET, J.P. *et al.* (2018). «Ivermectin residues disrupt dung beetle diversity, soil properties and ecosystem functioning: an interdisciplinary field study». *Science of the Total Environment*, 618, 219-228.
- VERDÚ, J.R. (2019). «Efecto del uso de los compuestos médico veterinarios del 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*, 2020, 12-13.

- VERDÚ, J.R., SÁNCHEZ-PINERO, F., LOBO, J.M. y 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.
- VERDÚ, J.R., CORTEZ, V., ROSA GARCÍA, R. *et al.* (2022). «Efecto de los antiparasitarios del ganado en el estado de salud de la comunidad coprófaga del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido». *VII Jornada de Investigación en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*; pp. 55-63.

8. Programa de seguimiento de la mariposa hormiguera de lunares en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

Fernando Jubete Tazo
Asociación Naturalistas Palentinos



Resumen

La mariposa hormiguera de lunares (*Phengaris arion*) es un pequeño licénido amenazado, que cuenta con una reducida población en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.

Durante el año 2023 se han llevado a cabo trabajos de seguimiento en las colonias conocidas de esta especie dentro del parque y en su área periférica de protección. Aplicando la metodología descrita por el *Butterfly Monitoring Scheme*, se han realizado un total de 65 transectos con banda y duración determinada (quince minutos). Los resultados globales han permitido contabilizar 1741 individuos de 79 especies de mariposas diurnas y una mariposa nocturna.

Phengaris arion ha sido detectada en diez recorridos (el 17% del total). Las únicas localidades con resultados positivos han sido Lamiana y Revilla, con una probabilidad de detección de 0,53 y 0,08, respectivamente. La densidad promedio encontrada ha sido de 0,9 ind./ha en Lamiana (rango 0,3-2,7) y 0,6 ind./ha en Revilla (rango 0,5-0,6). Pese a los esfuerzos de muestreo realizados, la especie no ha sido detectada en la colonia de Soaso, la única que aún permanece dentro del Parque Nacional.

La densidad de ejemplares de *Phengaris arion* en Ordesa durante 2015 fue de 3,4 ind./ha, este valor descendió en los años 2019-2022 a $1,1 \pm 0,1$ ind./ha, reduciéndose a $0,8 \pm 0,7$ ind./ha durante 2023. Estas densidades son muy bajas, incluso si se comparan con otras obtenidas en localidades de distribución periférica de la especie como es el

caso de Asturias, donde alcanzaron un valor de $2,0\pm 0,1$ ind./ha. Estas densidades están lejos de los promedios de $3,0\pm 4,0$ y $3,3\pm 3,1$ ind./ha de Teruel y Cuenca y de los $7,5\pm 3,4$ ind./ha de las poblaciones del norte Burgos.

Se proponen varias medidas de actuación urgentes, como pueden ser: i) realización de estudios sobre la densidad estructura de la población de *Myrmica sabuleti*, su hormiga hospedadora. ii) Continuar con los trabajos de seguimiento de sus poblaciones. iii) Cartografiar el hábitat disponible de la especie. iv) Creación de corredores naturales. v) Actuaciones de manejo de vegetación. vi) Estudio de viabilidad para el reforzamiento de las colonias existentes.

1. Introducción

La mariposa hormiguera de lunares (*Phengaris arion*) es un licénido cuyo hábitat lo constituyen pastizales xerotérmicos donde abundan sus plantas nutricias, *Origanum* y *Thymus* (García-Barros *et al.*, 2013). *Phengaris arion* es una mariposa parásita, sus larvas presentan una fase fitófaga durante el primer mes de vida y luego son carnívoras. Para completar su ciclo biológico precisan de la existencia de la hormiga *Myrmica sabuleti*, que recoge las larvas de la mariposa y las introduce en sus nidos, donde completan su desarrollo alimentándose de larvas y huevos de las hormigas (Munguira y Martín, 1994). De la importancia de las hormigas en el ciclo biológico de este lepidóptero, da buena cuenta el dato de que el 85% de la vida de la mariposa transcurre bajo tierra, dentro de un hormiguero, donde la mariposa adquiere el 98% de su biomasa como parásito social de *Myrmica* (Elmes *et al.*, 1998).

La distribución de *Phengaris arion* en España se restringe a la franja del tercio norte peninsular y el sistema ibérico (Munguira, 2019). La práctica ausencia de trabajos de seguimiento específicos hace que no se disponga de datos sobre su tendencia poblacional, aunque todos los indicios parecen indicar que ha sufrido un fuerte descenso poblacional, en consonancia con su declive en Europa que ha sido estimado entre el 50-80% (van Swaay *et al.*, 2009). En España se ha constatado la pérdida de numerosas colonias en regiones como Castilla y León (Jubete *et al.*, 2021), Cataluña (Vila *et al.*, 2018) o el valle de Ordesa (Munguira y Martín, 1994).

Dentro del Parque Nacional de Ordesa su presencia conocida se limita al valle del río Arazas, concretamente en la zona de Soaso (Murría-Beltrán, 2009). En el año 2022 se volvió a contactar con esta especie (Jubete *et al.*, 2022), de la que no existían citas en los últimos trece años. En el área periférica del parque se conoce una metapoblación en las localidades de Revilla y Lamiana, en un hábitat que se ajusta más a los patrones de hábitat descritos para la especie, pero donde sus poblaciones parecen estar también

comprometidas por los cambios sufridos en la estructura de la vegetación, principalmente provocados por la transición de zonas de pastizales de diente a superficies de matorral o bosque.

Con estos antecedentes, parece acertado considerar a la mariposa hormiguera de lunares como una de las especies más amenazadas del Parque Nacional de Ordesa y posiblemente también de Aragón, siendo necesario abordar trabajos de seguimiento de sus poblaciones para poder conocer con detalle su tendencia poblacional, identificar las amenazas y proceder a la implementación de medidas de conservación que garanticen la conservación y recuperación de sus poblaciones.

2. Material y método

2.1. Área de estudio

El área de estudio se circunscribe al Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, enclavado en los Pirineos centrales. Se trata de un espacio protegido con una superficie de 15 696,2 hectáreas, que incluyen un área periférica de protección de 19 196,36 hectáreas.

Las áreas donde se ha llevado a cabo el seguimiento de la mariposa hormiguera de lunares han sido las siguientes.

Soaso. 1 700 msnm. Prados de siega de alta montaña, ricos en hierbas altas y de hoja grande (megaforbias). Estos pastizales no cuentan en la actualidad con aprovechamiento por parte del ganado doméstico, por lo que están siendo colonizados por arbustos.

Revilla. 1 200 msnm. Pastizales mesofíticos y mesoxerofíticos sobre sustratos calcáreos en laderas. El estado actual de abandono de los pastizales provoca que se encuentren en fase de colonización por vegetación arbustiva y arbórea con especies como el boj, espino albar o fresno.

Lamiana. 1 150 msnm. Pastos y matorrales calcícolas en laderas o fajas de antiguos cultivos agrícolas, dominados por especies como *Aphyllanthes monspeliensis*, *Catananche caerulea*, *Linum narbonense*, *L. suffruticosum s.l.* y *Lavandula latifolia*.

2.2. Metodología de trabajo

La metodología de trabajo para la localización de *Phengaris arion* ha consistido en la realización de transectos con banda empleando la app *Butterfly Count*, desarrollada por el *European Butterfly Monitoring Scheme* (eBMS) y que, básicamente, consiste en la

realización de transectos de quince minutos de duración: <https://butterfly-monitoring.net/es/bms-methods>.

Este tipo de muestreo es muy similar a los transectos con banda (*Pollard walks*), ya que también emplea una banda de cinco metros a lo largo de la línea de progresión, pero en lugar de realizarse por un itinerario fijo predeterminado como en el BMS, el transecto se lleva a cabo por una ruta no fija durante un tiempo de duración determinada, en este caso quince minutos. La propia aplicación controla el tiempo empleado, graba un *track* con el itinerario realizado, recoge cada especie de mariposa observada, el número de individuos y las coordenadas de cada registro, calculando también la distancia y superficie cubierta.

Toda la información sobre la aplicación *Butterfly Count*, así como los enlaces para su descarga se encuentran en el siguiente enlace: <https://butterfly-monitoring.net/es/ebms-app>.

3. Resultados

Se han llevado a cabo un total de 65 recorridos de quince minutos distribuidos en siete localidades (Tabla 1). El mayor esfuerzo de prospección se concentró en las colonias de la especie ya conocidas, con 26 recorridos en Revilla (40%) y 17 recorridos de Soaso (26,2%). Se han prospectado también otras localidades donde se conocían citas previas o donde existe un hábitat apropiado, como es el caso Lamiana, donde se han realizado 15 recorridos (23,1%), localizándose ejemplares en dos colonias muy próximas entre sí. Se han llevado también a cabo censos, aunque con resultados negativos, en las localidades o parajes de Escuaín, San Urbez, Pradera de Ordesa o Vío.

Tabla 1. Número de recorridos de 15 minutos llevados a cabo en cada localidad

Localidad	N.º de recorridos	%
Revilla	26	40,0
Soaso	17	26,2
Lamiana	15	23,1
Escuaín	3	4,6
San Urbez	2	3,1
Torla-Parador	1	1,5
Vío	1	1,5
Total	65	100,0

Los recorridos contabilizados han permitido contabilizar 1 741 ejemplares de lepidópteros, asignados a 79 especies de mariposas diurnas y una mariposa nocturna. Del total de ejemplares, 1 609 fueron determinados como especie (92,4%), 121 como género (7,0%) y 11 como familia (0,6%).

Un resumen de los datos se encuentra en la Tabla 2. El promedio de la longitud de los recorridos de 15 minutos ha sido de 406,1 m, lo que equivale a una superficie muestreada de 2 031 m². La riqueza promedio ha sido de 10,2 especies, mientras que la abundancia casi llegó a los 28 ejemplares. Por último, el dato más interesante es el de la densidad, con un valor promedio de 160,8 ind./ha. La densidad más elevada por localidades se registró en Soaso, con 583,9 y 501,9 ind./ha en dos recorridos el 20/7/23, seguido por la localidad de Lamiana, con una densidad de 348,8 ind./ha el 23/7/23 y 331,1 ind./ha el 9/7/23.

Tabla 2. Resumen de los datos globales obtenidos en los recorridos de 15 minutos

	Rango	Promedio	Desv. Est.
Longitud del recorrido (m)	66,7-935	406,1	±185,3
Superficie muestreada (m ²)	334-4 675	2 030,6	±926,7
Riqueza (n.º de especies)	2-18	10,2	±4,0
Abundancia (n.º de individuos)	2-75	27,9	±15,2
Densidad (ind./ha)	16,3-583,9	160,8	±108,7

3.1. Recorridos con presencia de *Phengaris arion*

Se han realizado 58 recorridos de 15 minutos en áreas donde se conocía previamente la presencia de *Phengaris arion*, detectándose la especie en un total de diez recorridos (Tabla 3). Esto supone una probabilidad de detección del 0,17 para el total de recorridos (n= 58). Las dos únicas localidades donde se obtuvieron resultados positivos fueron Revilla y Lamiana, ambas localidades están situadas fuera del Parque Nacional, en el área periférica de protección. La probabilidad de detección más elevada se produjo en Lamiana con un 0,53, reduciéndose al 0,08 en Revilla. Por el contrario, los diecisiete recorridos llevados a cabo en Soaso no arrojaron ningún resultado positivo, pese al elevado esfuerzo de muestreo. Este dato alerta de la precaria situación de este licénido en la única colonia de *Phengaris arion* conocida dentro del Parque Nacional.

Tabla 3. Número de recorridos positivos y probabilidad de detección de *Phengaris arion*

	Recorridos	Positivos	Prob. Detec.
Revilla	26	2	0,08
Lamiana	15	8	0,53
Soaso	17	0	0,00
Total	58	10	0,17

La densidad promedio encontrada en las colonias con resultado positivo en 2023 ha sido de 0,9 ind./ha en Lamiana (rango 0,3-2,7) y 0,6 ind./ha en Revilla (rango 0,5-0,6) (Tabla 4). Estos valores son muy bajos si se comparan con los 3,4 ind./ha detectados en 2015 en Revilla (Murria *et al.*, 2015), la densidad de 1,0 ind./ha de 2019 en Revilla (Jubete, 2019) y de 1,1 ind./ha de 2022 en Soaso (Jubete, 2022).

Tampoco existen muchos datos sobre densidades de *Phengaris arion* en otras localidades de España para poder ser comparados con los de Ordesa. La Tabla 5 ofrece un resumen de estos datos por provincias. Las densidades más altas se han detectado en Castilla y León, donde la densidad promedio fue de 7,5 ind./ha (rango 4,2-12,7). Por áreas geográficas dentro de esa provincia, las densidades fueron de 8,7 ind./ha en los Montes Obarenes (rango 4,4-12,7) y de 5,2 ind./ha en las Hoces del Alto Ebro y Rudrón (rango 4,2-6,7) (Jubete *et al.*, 2021).

Tabla 4. Densidades de *Phengaris arion* en Ordesa en el año 2023

	Lamiana	Revilla
N.º de recorridos	15	26
Recorridos positivos	8	2
% presencia	12,9	3,2
Densidad promedio (ind./ha)	0,9	0,6
Rango	0,3-2,7	0,5-0,6
Desviación estándar	±0,8	±0,1

Tabla 5. Resumen de densidades de *Phengaris arion* por provincias

Provincia	Año de censo	N.º de censos	Dens. prom. (ind./ha)	Desv. est.	Rango	Autores censo
Asturias	2019, 2023	3	2,0	±0,1	1,9-2,1	E. López, A. González, C. Álvarez, M. Álvarez
Burgos	2021	9	7,5	±3,4	4,2-12,7	F. Jubete, A. Benito
Cuenca	2018, 2022	2	3,3	±3,1	1,1-5,6	N. Cardo
Ordesa	2015	1	3,4		3,4	E. Murría
Ordesa	2019, 2022	2	1,1	±0,1	1,0-1,1	F. Jubete
Ordesa	2023	10	0,8	±0,7	0,3-2,7	F. Jubete y A. Benito
Teruel	2018, 2023	4	3,0	±4,0	0,4-9,0	D. Vidal

4. Conclusiones

La población de la mariposa hormiguera de lunares (*Phengaris arion*) está experimentando un importante descenso en sus poblaciones en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido y su área periférica de protección. Las causas que han motivado este descenso parecen ser múltiples y estar además actuando de forma interaccionada. El complejo ciclo biológico de la especie hace que sean varios los elementos que deben ser tenidos en cuenta para garantizar su población. En primer lugar se encuentra la calidad y estructura del hábitat, que tiene que garantizar la existencia de plantas nutricias, pero resulta igual de importante que este hábitat mantenga también las condiciones adecuadas para el asentamiento de su hormiga hospedadora en densidades importantes.

Thomas *et al.*, 2009 señalan que tan solo los factores relacionados con las hormigas afectan al tamaño de la población de mariposas. Según estos últimos autores, la presencia de *Myrmica sabuleti*, el hospedador preferido de *Phengaris arion*, hace que las larvas tengan cinco veces más probabilidades de sobrevivir hasta la edad adulta si eran acogidas por la especie adecuada. En su trabajo constataron también que *M. sabuleti* es una especie de hormiga muy sensible a la vegetación que le rodea. Si el césped tiene más de 1,4 cm de altura, la vegetación contribuye a la reducción de la temperatura del suelo donde se encuentran las cámaras de cría de las hormigas. En estas condiciones, las colonias de *Myrmica sabuleti* pronto se ven superadas por otras especies que dependen menos de un suelo cálido y su número disminuye.

Por su parte, Elmes *et al.*, 1998 señalan que una evaluación de la distribución de las colonias de hormigas *Myrmica* en relación con las plantas nutricias donde las mariposas ponen los huevos es un aspecto muy importante que debe ser tenido en cuenta antes de emprender cualquier actuación de de manejo.

Teniendo en cuenta estas recomendaciones, una propuesta de actuaciones para el futuro podría estar basada en los siguientes puntos:

1. **Iniciar un estudio de la comunidad de hormigas de las colonias conocidas, prestando especial atención a la presencia de *Myrmica sabuleti*, determinar las condiciones del hábitat y calcular la densidad de nidos.** Griebeler y Seitz (2002) indican en un trabajo sobre *Phengaris arion* que la cobertura de *Thymus* (una de las plantas nutricias de la mariposa) no debe descender por debajo del 5%, la proporción de adopción de orugas por hormigas hospedadoras debe ser superior al 20% y debe asegurarse una densidad mínima de nidos de hormigas hospedadoras superior a 500 por hectárea.

El trabajo de Casaci *et al.* (2011) llevado a cabo en las colonias de hormiguera de lunares en los Alpes encontró que las zonas con mayor abundancia de *P. arion* tenían una abundancia de plantas alimenticias significativamente mayor, mientras que la altura media de la hierba alrededor de los nidos de *Myrmica* varió de 10,5 a 22,3 cm. Estos autores sugieren que se necesita un pastoreo extensivo para mantener los dos recursos más importantes para la especie.

Hay que tener en cuenta que todos estos trabajos se refieren a poblaciones de *Phengaris arion* en localidades como los Alpes o el Reino Unido. Es posible que las condiciones de insolación, temperatura del suelo y altura de la vegetación para favorecer a *Myrmica sabuleti* puedan diferir notablemente en poblaciones ibéricas como las del valle de Escuaín. Abordar estudios que definan el hábitat óptimo para las especies de hormigas hospedadoras es, por lo tanto, una actuación prioritaria.

2. **Elaborar una cartografía del hábitat disponible para la especie, con el objetivo de garantizar la existencia de una metapoblación de *Phengaris arion* que garantice su supervivencia a medio y largo plazo.** El Plan de acción del género *Maculinea* (Munguira y Martín, 1999) desarrolla la teoría de metapoblación como un elemento clave para la conservación de las poblaciones de las especies de este género. Según estos autores, la fragmentación y la estructura irregular del hábitat que sufren muchas especies se han utilizado de ejemplo para ver cómo las especies sobreviven en grupos de pequeñas poblaciones interconectadas. Cada una de estas subpoblaciones puede atravesar un ciclo de extinción seguido de recolonización

de parches adyacentes, lo que hace que las poblaciones locales dependan de las cercanas.

Conservar sólo un parche en un sistema de metapoblación terminará inevitablemente con su extinción a largo plazo y, cuando se detecta este tipo de dinámica, es importante incluir todo el conjunto de parches en la propuesta de conservación. Estas consecuencias negativas derivadas de la fragmentación se han constatado en poblaciones de *Phengaris alcon* en Holanda (Wynhoff *et al.*, 1996), donde se produjeron extinciones locales como consecuencia del pequeño tamaño de la población en combinación con el deterioro del hábitat.

- 3. Actuaciones de manejo de la vegetación en colonias como las de Revilla y Lamiana.** La existencia de pastizales con una altura de vegetación baja es un requisito fundamental para el asentamiento de las colonias de *Myrmica sabuleti*, por ello, y debido al avanzado proceso de matorralización de las colonias existentes, se debe estudiar llevar a cabo algunas primeras actuaciones de manejo de la vegetación tendientes a eliminar los pies de especies arbóreas y arbustivas en las colonias de Revilla y Lamiana, actuaciones que deberán ir acompañadas de otras como el fomento de actividades de pastoreo tradicional con una carga adecuada en las áreas donde se encuentran sus colonias.
- 4. Creación de corredores naturales.** Un aspecto importante para tener en cuenta en este punto es la identificación de las zonas que puedan estar haciendo de corredores naturales para facilitar la interconexión de las diferentes colonias. Carreteras y caminos pueden jugar un papel fundamental al ser franjas lineales que conectan diferentes áreas favorables para la especie y que, además, cuentan en muchos casos con densidades importantes de su planta nutricia. Existen algunos casos donde se ha demostrado ya el importante papel de caminos y cunetas para la dispersión y refugio de especies del género *Phengaris*. En los Países Bajos *Phengaris nausithous* y *P. teleius* fueron reintroducidas en una reserva natural en 1990. Ambas especies ampliaron su distribución a elementos lineales del paisaje, como arcenes de carreteras y bordes de zanjas fuera de esta reserva (Wynhoff *et al.*, 2011). Además, el manejo de la vegetación de estos elementos del paisaje se volvió importante como hábitat adicional de ambas especies de mariposas, donde *Myrmica scabrinodis* se veía favorecida por el corte temprano de la vegetación del borde de la carretera o el corte tardío en la reserva natural; por el contrario, los nidos de *M. rubra* responden mejor a la ausencia de actuaciones de manejo durante los meses de verano, debiendo realizarse la siega a finales de otoño.

En la colonia de Revilla, la presencia de *Phengaris arion* ha sido confirmada en varias ocasiones en las franjas de orégano que crecen en la carretera que da acceso al pueblo, donde también se ha constatado la degradación o destrucción de las plantas nutricias por el pisoteo provocado por los vehículos que aparcan en las zonas de arcén.

- 5. Continuar con los trabajos de seguimiento de las colonias conocidas e incrementar los trabajos de prospección hacia nuevas localidades con hábitat favorable o donde se hayan registrado citas.** La continuidad de estos trabajos permitirá obtener nuevos datos sobre densidad de *Phengaris arion* que, a medio y largo plazo, servirán para conocer la tendencia de sus poblaciones, además de aportar información relevante en aspectos como la fenología de vuelo de los imagos y que permitirá seguir avanzando en la identificación y detección de las principales amenazas que afectan a la especie.

En el caso de la colonia de Soaso, se deberán mantener los esfuerzos de prospección en años próximos para intentar confirmar la presencia de la especie, siendo también recomendable llevar a cabo un trabajo de cartografiado de su planta nutricia.

Es recomendable ampliar estos trabajos de seguimiento a otras áreas donde existen citas recientes o que disponen de hábitat favorable para la especie. Algunas de las localidades donde deben realizar nuevas prospecciones en los próximos años son Estaroniello, San Urbez o los miradores de Revilla.

- 6. Reintroducción o reforzamiento de poblaciones en las colonias existentes.** El Plan de Acción para el género *Maculinea* en Europa (Munguira y Martín, 1999), incluyen en la lista de medidas de conservación específicas para España unas recomendaciones para la población de *Phengaris arion* en el Parque Nacional de Ordesa: “E3.- Gestión para la reintroducción en el Parque Nacional de Ordesa: Si se confirma la extinción de la población en el Valle de Arazas en Ordesa proponemos mantener el pastoreo tradicional en las zonas de fondo del valle, con el fin de preparar el terreno para un programa de reintroducción en este lugar emblemático. La especie podría reintroducirse desde lugares cercanos donde aún sobrevive en poblaciones bastante sanas”.

El escaso número de ejemplares que componen las diferentes colonias de *Phengaris arion* en el Parque Nacional de Ordesa, así como el aislamiento de estas, puede estar provocando una pérdida genética por deriva en sus poblaciones, algo que debería confirmarse mediante un estudio, al igual que se ha hecho ya con otras poblaciones europeas del género *Phengaris* (Figurny-Puchalska *et al.*, 2000). No obstante, y siguiendo las recomendaciones del plan de acción, debería iniciarse

también el estudio de viabilidad de la reintroducción o traslocación de ejemplares entre diferentes colonias, con el objetivo de mejorar la variabilidad genética y reforzar las colonias cuya supervivencia puede estar ahora comprometida por el escaso número de ejemplares, como puede ser el caso de Soaso. Antes de acometer cualquier acción en este sentido, deberán realizarse estudios previos sobre la composición y densidad de las colonias de *Myrmica sabuleti* y disponer de un estudio previo de viabilidad de la actuación, que incluya poder contar con una población fuente saludable, número de ejemplares a reintroducir o translocar, calendario de actuaciones, etcétera.

5. Referencias bibliográficas

- CASACCI, L.P., WITEK, M., BARBERO, F., PATRICELLI, D., SOLAZZO, G., BALLETO, E. & BONELLI, S. 2011. «Habitat preferences of *Maculinea arion* and its *Myrmica* host ants: implications for habitat management in Italian Alps». *Journal of Insect Conservation*, 15: 103-110
- ELMES, G.W., THOMAS, J.A., WARDLAW, J.C., HOCHBERG, M.E., CLARKE, R.T. & SIMCOX, D.J. 1998. «The ecology of *Myrmica* ants in relation to the conservation of *Maculinea* butterflies». *Journal of Insect Conservation*, 2: 67-78.
- FIGURNY-PUCHALSKA, E., GADEBERG, R.M.E. y BOOMSMA, J.J., 2000. «Comparison of genetic structure of the large blue butterflies *Maculinea nausithous* and *M. teleius*». *Biodiversity and Conservation*, 9: 56 419-432.
- GARCÍA-BARROS, E., MUNGUIRA, M.L., STEFANESCU, C. y VIVES MORENO, A., 2013. *Lepidoptera Papi- lioidea*. En: *Fauna Ibérica*, vol. 37. RAMOS, M.A. et al. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 1213 pp.
- GRIEBELER, E.M. & SEITZ, A. 2002. «An individual based model for the conservation of the endangered Large Blue Butterfly, *Maculinea arion* (Lepidoptera: Lycaenidae)». *Ecological Modeling*, 156: 43-60.
- JUBETE, F., R. ANTOR, R. & E. VILLAGRASA, 2019. *Seguimiento de lepidópteros en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Año 2019*. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón. Informe inédito.
- JUBETE, F., GONZÁLEZ-IBÁÑEZ, A., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, A., BENITO, A. y MANCENIDO, D.C. 2021. «Estudio para la mejora del conocimiento del estado de conservación de lepidópteros de interés comunitario en Castilla y León». *Junta de Castilla y León - Biosfera*.

- JUBETE, F., B. MARTÍN-MORCUENDE, R. ANTOR & F. VILLAESPESA, 2022. *Seguimiento de lepidópteros en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Año 2022*. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón. Informe inédito.
- MUNGUIRA, M.L. y MARTÍN, J. 1994. «La conservación de las *Maculinea* españolas». *Butlletí de la Societat Catalana de Lepidopterologia*, 73: 20-28.
- MUNGUIRA, M.L. y MARTÍN, J. (Eds.) 1999. «Action plan for *Maculinea* butterflies in Europe». *Nature and environment*, n.º 97. Council of Europe Publishing.
- MUNGUIRA, M. Hormiguera de lunares (*Phengaris arion*), en Jubete, F. (Coord.), BAREA-AZCÓN, J.M., ESCOBÉS, R., GALANTE, E., GÓMEZ-CALMAESTRA, R., MANCENIDO, D.C., MONASTERIO, Y., MORA, A., MUNGUIRA, M.L., STEFANESCU, C. y TINAUT, A. 2019. «Bases técnicas para la conservación de los lepidópteros amenazados en España». *Asociación de Naturalistas Palentinos*.
- MURRÍA-BELTRÁN, E. 2009. «Presencia de *Apatura iris* (Linnaeus, 1758) (*Nymphalidae*, *Apaturinae*) en el Pirineo central de Huesca, Nuevos registros de *Danaus chrysippus* (Linnaeus, 1758) (*Nymphalidae*, *Danainae*) del valle medio del Ebro, y otros datos de interés para el conocimiento de los *Papilionoidea* de Aragón (España) (*Lepidoptera*)». *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa*, 45: 335-342.
- MURRÍA, E., ANTOR R. & VILLAGRASA, E. 2015. *Seguimiento de lepidópteros en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Gobierno de Aragón. Informe inédito.
- THOMAS, J.A., SIMCOX, D.J. & CLARKE, R.T. 2009. «Successful conservation of a threatened *Maculinea* butterfly». *Science* 325: 80-83.
- VAN SWAAY, C.A.M., MAES, D. & WARREN, M. 2009. «Conservation Status of European butterflies». En: SETTELE, J., SHREEVE, T., KONVICKA, M. & VAN DYCK, H. (eds), *Ecology of butterflies in Europe*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 322-338.
- VILA, R., STEFANESCU, C. y SESMA, J.M. 2018. *Guia de les papallones diürnes de Catalunya*. Lynx Edicions. Barcelona.
- WYNHOFF, I., OOSTERMEIJER, J.G.B., SCHEPER, M. & VAN DER MADE, J.G. «Effects of habitat fragmentation on the butterfly *Maculinea alcon* in the Netherlands», en SETTELE, J., MAGULES, C., POSCHLOD, P & HENLE, K. 1996. *Species Survival in Fragmented Landscapes*, 15-23. Kluwer Academic Publishers. Netherlands.
- WYNHOFF, I., VAN GESTEL, R., VAN SWAAY, C. & VAN LANGEVELDE, F. 2011. «Not only the butterflies: managing ants on road verges to benefit *Phengaris* (*Maculinea*) butterflies». *Journal of Insect Conservation* 15: 189-206.

9. Seguimiento de gato montés (*Felis silvestris*) en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido dentro del I Censo Nacional de gato montés

Francisco Villaespesa y Noemí Cambra

Jefe/a de Conservación.

Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.
Gobierno de Aragón.

Ramón J. Antor, Ignacio Gómez, Pilar Jimeno Brabo, María Jarne Bretones, Fernando Carmena, Ana Trujillano, Beatriz García Prieto y Lara Ramos

Equipo de Seguimiento Ecológico del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.
Sociedad Aragonesa de Gestión Agroambiental (SARGA). Gobierno de Aragón.



Resumen

Durante los años 2022 y 2023 se llevó a cabo en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) el proyecto “Seguimiento y evaluación del estado de conservación del gato montés (*Felis silvestris*) en España”, englobado en el I Censo Nacional de Gato Montés y coordinado por la Universidad Rey Juan Carlos y la Asociación Bastet Conservation.

El estudio se realizó mediante la técnica de fototrampeo, utilizando como atrayente la orina de lince para aumentar la detectabilidad de la especie. Se muestreó el hábitat forestal de los 4 valles principales del Parque Nacional. Estos muestreos, permitieron contribuir al seguimiento de la comunidad de mesomamíferos y conocer la distribución y abundancia del gato montés en el PNOMP.

Los resultados fueron sorprendentes y mostraron que el gato montés se encuentra bien representado y distribuido en todos los sectores del PNOMP. En total se detectó en 35 de las 49 cámaras instaladas, lo que supone un 71,42% de las estaciones de muestreo. El valle de Escuaín fue el que presentó mayor tasa de contactos y mayor número de estaciones positivas en la presencia de la especie (11 de 12, 91,66%). Tanto en Añiscló como en Pineta el número de estaciones positivas para la especie fue de 9, lo cual corresponde a un 69,23% en el caso de Añiscló (donde se instalaron 13 cámaras) y a un 75% en el caso de Pineta (donde se instalaron 12 cámaras).

El valle de Ordesa y la parte baja del vecino Bujaruelo resultaron el sector con menor tasa de contactos con la especie; no obstante, se registró en 6 de las 12 cámaras instaladas. Una de las hipótesis para explicar estos resultados en Ordesa es el mayor uso público del valle, pero serían necesarios estudios más específicos para conocer la influencia de la presencia humana en la distribución y abundancia de la especie.

1. Introducción

El gato montés es una especie de carnívoro relativamente bien distribuida, pero escasamente conocida en buena parte de sus requerimientos ecológicos (Lozano *et al.*, 2003; López-Martín *et al.*, 2007). Su estatus de conservación es igualmente desconocido en la mayor parte de su área de distribución (Gerngross *et al.*, 2022), aunque en España está considerada como una especie de interés especial en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (R.D. 139/2011), catalogada en el Anexo IV de la Directiva Hábitats (Directiva 92/43/CEE) y en el Libro Rojo como “Casi amenazada” (López-Martín *et al.*, 2007). Desafortunadamente, en España apenas se tiene conocimiento del tamaño poblacional o de las tendencias de las poblaciones de esta especie, y tampoco se conoce con certeza qué las puede estar amenazando.

Las poblaciones de la península ibérica se pueden dividir en dos regiones muy diferentes, la mediterránea (caracterizada por la presencia de bosques y matorral mediterráneo) y la franja norte ibérica, incluyendo los Pirineos (con predominio de bosques mixtos y clima templado). Las poblaciones de gato montés de ambas regiones presentan diferencias ecológicas muy marcadas y, además, la situación de sus poblaciones se sospecha muy diferente.

Los escasos estudios realizados hasta el momento indican que la especie puede estar sufriendo una rarefacción acelerada en muchas zonas. Sobre todo en la región mediterránea, donde su distribución se ha reducido considerablemente, estando actualmente altamente fragmentada y presentando densidades poblacionales bajas (Gil-Sánchez *et al.*, 2020; Ferreras *et al.*, 2021; Matías *et al.*, 2021).

Por el contrario, la población en la región norte parece ser más estable y presentar densidades de población relativamente altas en algunos lugares (Sayol *et al.*, 2018).

Factores como la fragmentación y la pérdida de hábitat (Gil-Sánchez *et al.*, 2020), la hibridación con gatos domésticos (Oliveira *et al.*, 2008, 2018; Sarmiento *et al.*, 2009; Beugin *et al.*, 2019), la reducción de sus presas principales (Sobrino *et al.*, 2009), la persecución directa o indirecta o los tóxicos, pueden ser considerados como algunas de las principales amenazas de la especie.

En este escenario, que evidencia la falta de conocimiento sobre la situación real del gato montés en la península ibérica y, dado que el conocimiento de las causas subyacentes a los cambios en el tamaño poblacional y distribución requieren un seguimiento detallado en el tiempo y en el espacio, un grupo de especialistas en la especie inicia el proyecto:

“Seguimiento y evaluación del estado de conservación del gato montés (*Felis silvestris*) en España”. Este proyecto engloba el I Censo Nacional de Gato Montés y está coordinado por la Universidad Rey Juan Carlos (URJC) y la Asociación *Bastet Conservation*, y cuenta con el apoyo de *WilderSouth*, asociación que lleva años realizando estudios sobre la especie en Andalucía.

El objetivo principal del proyecto fue establecer un protocolo estándar de seguimiento de las poblaciones de gato montés en España utilizando cámaras de fototrampeo, siendo este replicable en el tiempo y por diferentes observadores. Este protocolo permitió la realización del primer censo nacional de la especie, el cual pretende ser un buen diagnóstico cuantitativo inicial de la situación actual en nuestro país.

En el año 2020 el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) comenzó a colaborar en el proyecto. Durante los años 2022 y 2023, se realizó un estudio específico del gato montés que permitió conocer la distribución y la abundancia de la especie en el Parque Nacional y su área de influencia. Esto ayudará a detectar las posibles amenazas de la especie a escala local y a diseñar y establecer un programa de seguimiento a medio o largo plazo para el estudio de su estado ecológico y de las medidas necesarias para su conservación.

2. Metodología y área de estudio

El estudio del estado de las poblaciones de carnívoros y de sus tendencias es una tarea complicada dado que son especies esquivas, mayoritariamente nocturnas y muchas de ellas escasas de manera natural. El fototrampeo ha ayudado a avanzar mucho en el conocimiento de la abundancia, la ecología espacial o los ritmos de actividad de este grupo de mamíferos (O’Connell *et al.*, 2011). Este método de estudio no invasivo permite, además, la identificación individual de los ejemplares, el sexo, la edad, el estado de salud, etc. (Karanth, 1995; Jackson *et al.*, 2005; O’Connell *et al.*, 2011). Lo cual hace posible el seguimiento de las poblaciones en el tiempo, como en el caso de diferentes especies de felinos como el tigre (Karanth, 1995; Karanth y Nichols, 2002) o el lince ibérico (Guzmán *et al.*, 2002, 2004; Gil-Sánchez *et al.*, 2011).

En el caso del gato montés, el fototrampeo no es tan sencillo como con otras especies de carnívoros, dado que se muestra mucho más reticente para entrar a diferentes tipos de atrayentes. Además, la detección al paso es un método poco eficiente para esta especie, ya que en muchas zonas presenta densidades muy bajas. Sin embargo, algunos estudios

recientes han mostrado que la utilización de cebo vivo y/u orina de lince son métodos exitosos para detectar la especie y realizar estimas de su abundancia (Monterroso *et al.*, 2011; Ferreras *et al.*, 2018); aunque bien es cierto que la experiencia en la colocación de las cámaras trampa es un factor decisivo para detectarlo.

En este estudio, realizado en el PNOMP, se siguió la metodología propuesta para el “I Censo Nacional del gato montés”, basada en la utilización del fototrampeo y que contó con la participación de equipos en toda la península ibérica.

2.1. Diseño del muestreo

El protocolo seguido consistió en distribuir de 10 a 12 cámaras de fototrampeo en una red lo más uniforme posible que abarcase un área de 2000 ha, intentando optimizar el emplazamiento donde fuera más probable localizar gatos. Cada cámara de la red debía equidistar aproximadamente 1700 m de la cámara más cercana. Las zonas y la localización de las cámaras fueron previamente seleccionadas, adaptando el diseño a la zona de estudio y buscando localizaciones que garantizaran las posibilidades de capturar a la especie, teniendo en cuenta la experiencia de los equipos locales, en este caso, del Equipo de Seguimiento del PNOMP.

2.2. Especificaciones técnicas

Las cámaras utilizadas fueron de LED blanco o *flash* con el fin de poder identificar a los individuos (modelo *Browning Recon Force*). Esta identificación permitirá, en un futuro, la estimación de densidades mediante métodos de captura-recaptura espacialmente explícitos.

Para la colocación de las cámaras se utilizaron preferentemente troncos de árboles. Se colocaron aproximadamente a unos 30-50 cm del suelo en orientación Norte, para evitar fotos causadas por la incidencia del sol o por luces y sombras, y mejorar así el rendimiento de las baterías. Los lugares de colocación fueron elegidos en base a la experiencia previa, utilizando zonas principalmente forestales o en el ecotono pasto-bosque, zonas donde se habían detectado con anterioridad rastros de la especie, lugares de paso de fauna, etc.

Se ha optado por la utilización de orina de lince como atrayente oloroso, en base a la experiencia de estudios previos (Monterroso *et al.*, 2011; Ferreras *et al.*, 2028). Este atrayente colocó en viales perforados para su dispersión y protegidos por una malla metálica sobre un soporte (roca o tronco) a una distancia aproximada de 2 metros de la cámara.

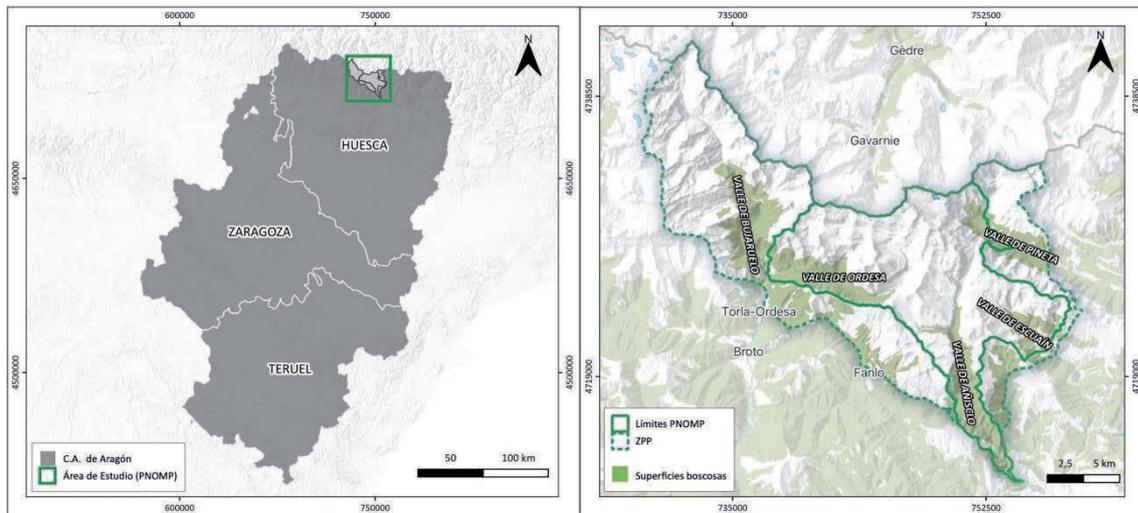
El periodo total de muestreo fue de 60 días contando el día de colocación. Las cámaras y el atrayente se revisaron como máximo cada 20 días, intentando que las revisiones fueran cada 15, durante ese periodo de 2 meses.



Imagen 1. Material de muestreo (Autor: Equipo de Seguimiento del PNOMP).

2.3. Selección de la ubicación de las Estaciones de Muestreo

El PNOMP tiene una superficie total de 15 696 ha, a las que hay que sumar las 19 196 ha de su Zona Periférica de Protección (ZPP). El macizo de Monte Perdido incluye, en su vertiente española, 4 valles o cañones fluviales con orientaciones y características ecológicas muy diferentes. Así, dada la complejidad orográfica del Parque Nacional y el interés en que el estudio abarcara toda la superficie óptima para la presencia de la especie en el PNOMP, se replicó el muestreo en 4 sectores, uno por valle: Ordesa-Bujaruelo, Añisclo, Escuaín y Pineta.



Mapa 1. Localización del Área de Estudio y detalle de los diferentes sectores o valles del PNOMP.

(Fuente: Elaboración propia. Mapas Base: ©MapTiler ©OpenStreetMap).

En cada sector se colocaron 12 cámaras cubriendo un área de 2000 ha con hábitat óptimo para el gato montés. En este territorio de grandes desniveles y enormes cañones, es muy difícil mantener la distancia entre cámaras marcada por el protocolo (1700 m) en algunos puntos de muestreo concretos. Sin embargo, se determinó por lógica que esos puntos corresponderían a territorios diferentes del felino, al encontrarse separados por gargantas fluviales de más de 300 metros de desnivel y ningún paso de fauna.

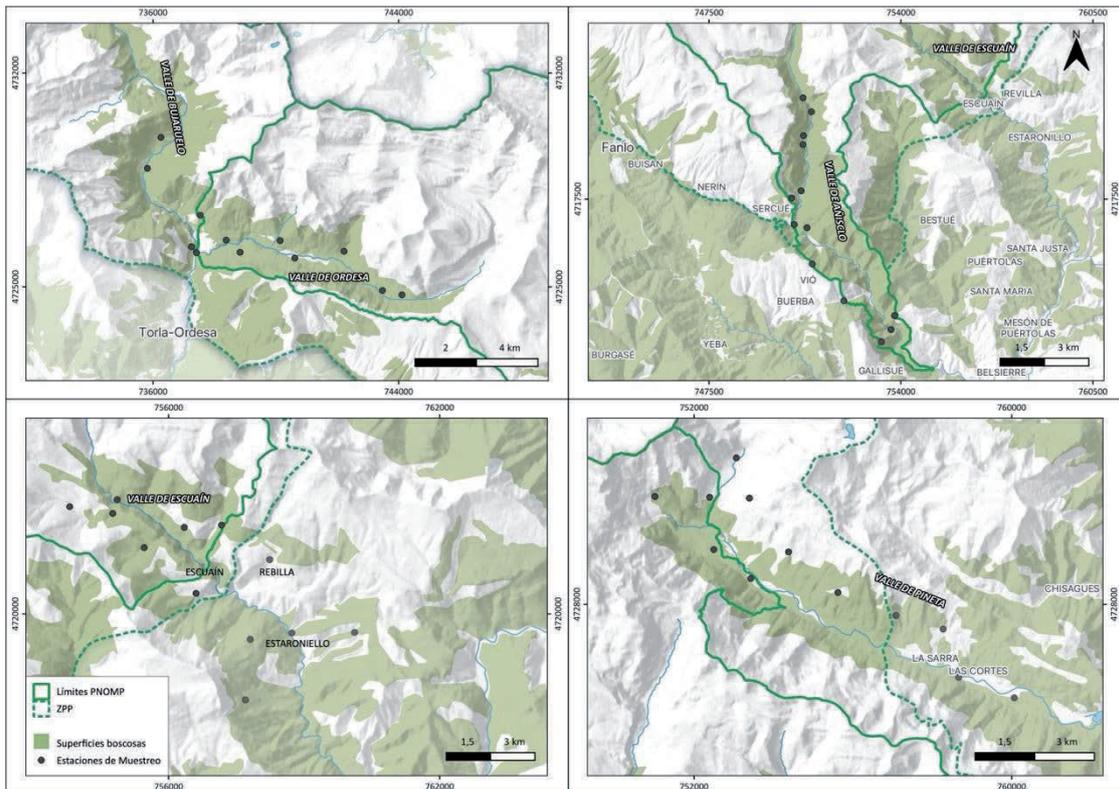
- **Sector Ordesa-Bujaruelo:**

Las 12 estaciones de muestreo se instalaron en zonas forestadas del valle de Ordesa y la parte baja del valle de Bujaruelo. 11 de las cámaras se colocaron en el interior del Parque Nacional y 1 en ZPP. Las cámaras estuvieron activas una media de $59,4 \pm 1,23$ (media \pm error estándar, rango 56-72 días) días en las zonas de muestreo entre los meses de febrero-abril de 2023. En este caso, la instalación se hizo en invierno para sincronizar el muestreo con la época de celo de la especie, que tiene lugar en general entre finales de diciembre y primeros de agosto, siendo más frecuente entre enero y marzo (Nowell y Jackson, 1996). Durante esta época los machos están más activos, ampliando su área de campeo debido a la búsqueda de hembras para el apareamiento (Biró *et al.*, 2004).

- **Sector Anisclo:**

En este sector se instalaron, en un principio, 12 estaciones de muestreo. Sin embargo, se instaló una estación extra (Id estación 14) un mes más tarde que las demás, estando activa un único mes (2 revisiones). Todas las cámaras se colocaron en el interior del PNOMP. En total, las 13 estaciones estuvieron activas una media de $59,4 \pm 2,55$ (media

± error estándar, rango 29-64 días) días en las zonas de muestreo los meses de febrero-marzo de 2022. Al igual que en el sector Ordesa, la instalación se realizó en invierno, sincronizando el muestreo con la época de celo de la especie.



Mapa 2. Localización de las cámaras de fototrampeo (Estaciones de Muestreo) en cada uno de los sectores del PNOMP. (Fuente: Elaboración propia. Mapas Base: ©MapTiler ©OpenStreetMap).

• **Sector Escauín:**

6 de las cámaras fueron colocadas en el interior del Parque Nacional, 1 en ZPP y 5 en su entorno inmediato. Las 12 estaciones de muestreo estuvieron activas una media de $57,9 \pm 0,74$ (media ± error estándar, rango 55-60 días) días en las zonas de muestreo los meses de mayo-junio de 2022.

• **Sector Pineta:**

4 cámaras se colocaron en el interior del Parque Nacional, 4 en ZPP y 4 fuera de los límites del PNOMP. Las 12 estaciones de muestreo estuvieron activas una media de $64,75 \pm 0,64$ (media ± error estándar, rango 61-69 días) días en las zonas de muestreo entre los meses de agosto-septiembre de 2022.

2.4. Tratamiento de los datos

Cada cámara instalada constituyó una unidad de muestreo, de la cual se registraron diferentes variables en una ficha datos (Tabla 1): nombre de la localidad, número de cámara, hábitat, coordenadas UTM y fecha de instalación, de retirada y de cada una de las revisiones. Posteriormente en cada una de las fichas se anotaron los resultados de presencia/ausencia de cada una de las especies detectadas, así como el número de eventos detectados de cada una.

Se considera un evento cada secuencia de fotografías de un individuo desde que es captada su primera fotografía (entrada) hasta su última fotografía (salida). De manera que, si en una misma secuencia de fotografías se capturan imágenes de varios individuos de una misma especie, el número de eventos será igual al número de individuos detectado.

Las imágenes generadas se organizaron en carpetas estructuradas de la siguiente manera: Sector > Cámara > Fecha de revisión > Especie. Descartando todas las imágenes que correspondieran a disparos provocados por viento o sombras.

Con todos estos datos se creó una base de datos donde cada secuencia de imágenes capturadas se consideró un registro, anotando la especie, la hora de entrada, el número de individuos detectado (eventos de la especie) y el número de fotografías obtenidas en dicha secuencia.

Tabla 1. Hoja de datos para el análisis de la presencia de gato montés en el PNOMP (solo se muestran la principales especies detectadas).

Localidad	N.º Cámara	Hábitat	LOCALIZACIÓN (UTM) ETRS89 HUSO 30T		Fecha Instalación	1.ª Revisión	2.ª Revisión	3.ª Revisión	Fecha Retirada
			X	Y					

Localidad	N.º Cámara	PRESENCIA DE MAMÍFEROS									
		<i>Felis silvestris</i>	<i>Capreolus capreolus</i>	<i>Cervus elaphus</i>	<i>Genetta genetta</i>	<i>Martes foina</i>	<i>Martes martes</i>	<i>Meles meles</i>	<i>Rupicapra pyrenaica</i>	<i>Sus scrofa</i>	<i>Vulpes vulpes</i>

3. Resultados

Del total de fotografías recogidas por las cámaras, 57 096 imágenes registraron especies de fauna: 12 387 en Añisclo, 18.088 en Escuaín, 14 746 en Pineta y 12 443 en Ordesa. En total, se detectaron 3199 eventos con fauna, de los cuales 2797 fueron especies de mamíferos (656 en Añisclo, 953 en Escuaín, 643 en Pineta y 545 en Ordesa) (Tabla 2).

Tabla 2. N.º de estaciones positivas y negativas a la presencia de gato montés; N.º de eventos registrados y Tasa de contactos por sector y día de estudio.

Sector	Estaciones instaladas	Esfuerzo medio de muestreo	N.º de imágenes	N.º Total eventos fauna	N.º Total eventos mamíferos	Tasa de contactos / día
Añisclo	13	61,07	12.387	669	656	10,72
Escuaín	12	58,05	18.088	1220	953	16,38
Pineta	12	59,44	14.746	643	643	9,29
Ordesa	12	64,66	12.443	667	545	9,92
TOTAL PNOMP		60,65	57.096	3199	2797	46,33

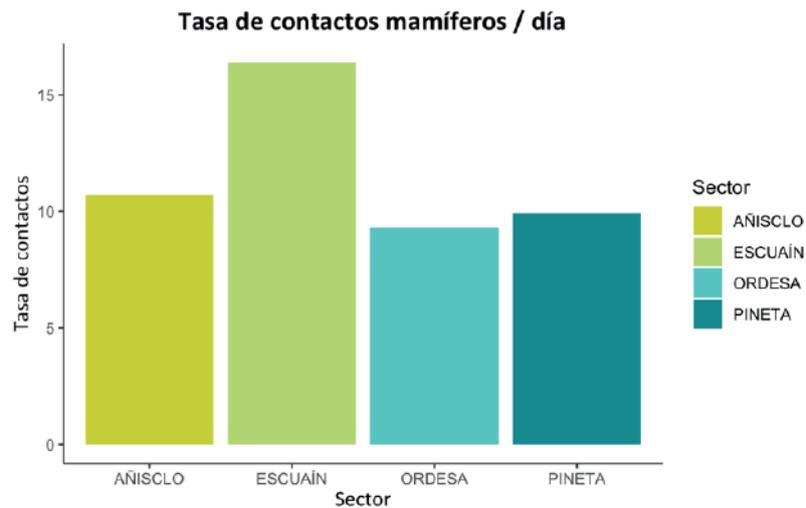


Gráfico 1. Tasa de contactos con mamíferos por sector del PNOMP.

La tasa de contactos corresponde al número de eventos registrados en función del esfuerzo de muestreo (n.º de días que las cámaras han estado activas).

Para todo el grupo de mamíferos detectado, la tasa de contactos difirió tanto entre sectores (KW $\chi^2 = 1324,8$; $df = 3$, $p < 0,000$) como entre las estaciones de muestreo (KW $\chi^2 = 1996,9$; $df = 48$, $p = 0,000$).

A continuación, se muestran los resultados obtenidos para cada uno de los sectores del Parque Nacional:

• Sector Añiscló:

De las 13 cámaras distribuidas en el cañón de Añiscló, 9 fueron positivas a la presencia de gato montés (69,23%), con una tasa de contactos/día de 0,86. En 4 de las 9 estaciones positivas para la especie se detectaron un número importante de eventos de gato montés, siendo en la estación de Selba Plana el lugar con mayor número de eventos (Gráfico 2).

Con respecto a la comunidad de mamíferos, se detectaron un total de 13 especies. Queda bien representada la comunidad de mesocarnívoros, incluyendo la aparición de la nutria que, pese a no ser habitual en estas zonas boscosas alejadas de los cursos fluviales, fue captada en sus desplazamientos primaverales. También queda bien representada la comunidad de ungulados, así como la presencia de liebre europea, ardilla roja y diferentes especies de micromamíferos (Gráfico 2). Además, se detectó un individuo dudoso de conejo (*Oryctolagus cuniculus*) en la estación de Cuello Bió, aunque no ha podido confirmarse. Esta última observación es dudosa y hay que tomarla con cautela. La zona se corresponde con un hábitat bastante mediterráneo y es donde se registraron históricamente las últimas citas de conejo, así como de águila perdicera (asociada a la presencia de la especie), por lo que en un futuro podría ser interesante volver a colocar cámaras para intentar confirmar la presencia/ausencia del conejo, especie que sería nueva para el inventariado del PNOMP.

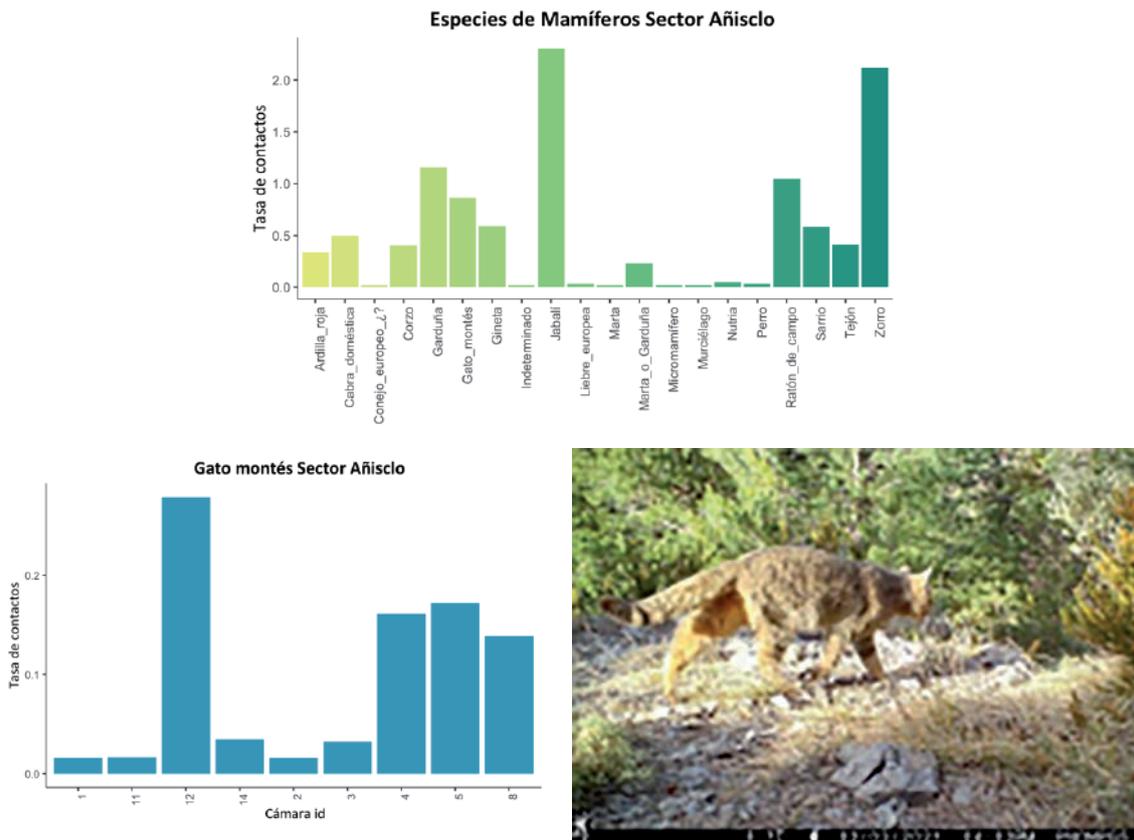


Gráfico 2. Arriba: Tasa de contactos de las especies de mamíferos detectadas en Añiscló. Abajo izq.: Tasas de contactos de gato montés en las cámaras que resultaron positivas en Añiscló.

Abajo dcha.: Paso de gato montés en la cámara n.º 5, Cuello Bió.

• **Sector Escuaín:**

El gato montés fue detectado en 11 de las 12 estaciones de muestreo (71,42%). La tasa de contactos con la especie es de 0,87 contactos/día, similar a la obtenida en el valle de Añisclo. La cámara n.º 11 donde no apareció, fue instalada en las inmediaciones de un medio antrópico (Lamiana) donde se produjeron muchas interferencias por parte de perros y gatos domésticos. Es el lugar con mayor tasa de contactos de la especie en el Parque Nacional, donde además se pudo constatar la presencia de una madre con su cría.

El resto de la comunidad de mamíferos se encuentra muy bien representada en el estudio. Entre las 13 especies detectadas en este sector, destacó un individuo de comadreja (*Mustela nivalis*), ya que el género *Mustela* raramente es detectado con este tipo de diseño de trabajo de campo. Aparecieron todas las especies de mamíferos esperadas con una tasa de contactos acorde a su abundancia en la comunidad.

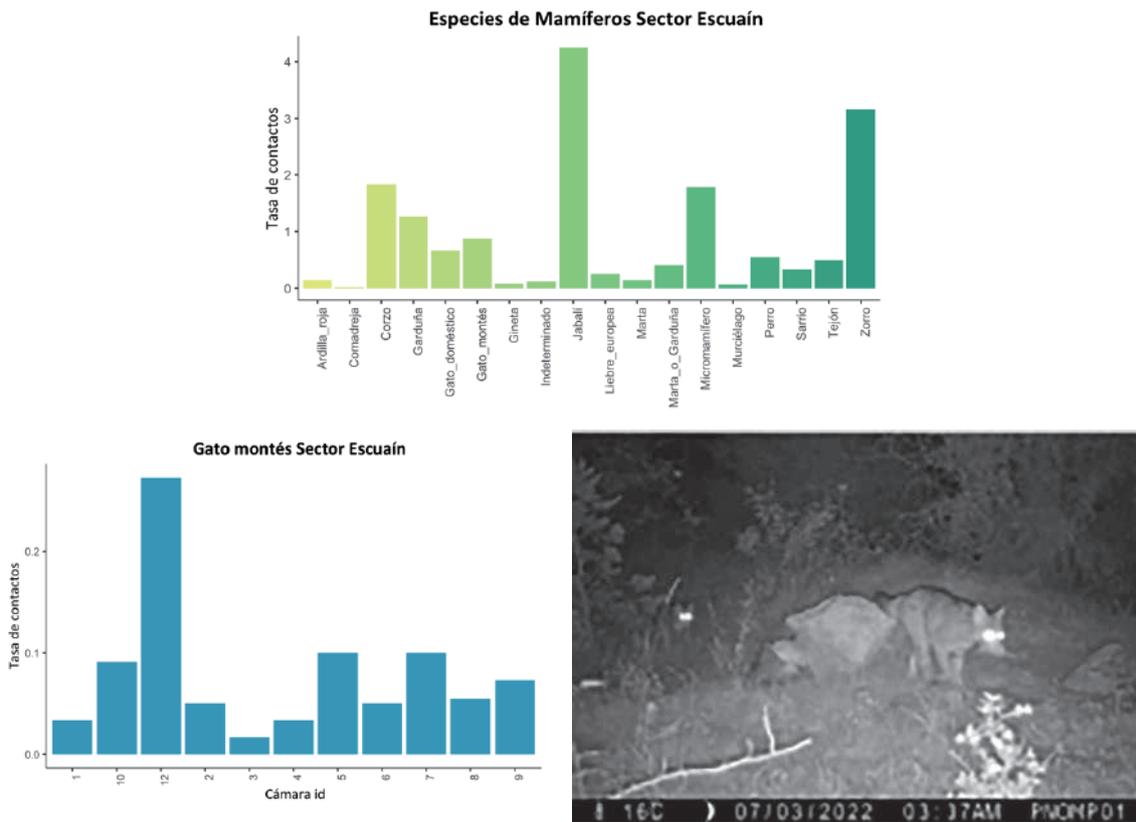


Gráfico 3. Arriba: Tasa de contactos de las especies de mamíferos detectadas Escuaín. Abajo izq: Tasa de contactos de gato montés en las cámaras que resultaron positivas en Escuaín. Abajo dcha: Hembra de gato montés con caza y cría en la cámara n.º 1, Fuen d'O Diaple.

• **Sector Pineta:**

Se detectó la presencia de *Felis silvestris* en 10 de las 12 estaciones de muestreo, con una tasa de contactos de 0,34 eventos /día. El resto de la comunidad de mesomamíferos aparece bien representada en este sector, excepto aquellas especies de marcado acento mediterráneo (gineta), las acuáticas y, como viene siendo habitual, las del género *Mustela*. Entre los ungulados cabe subrayar la presencia del ciervo, especie que no apareció durante el estudio en otros sectores del PNOMP.

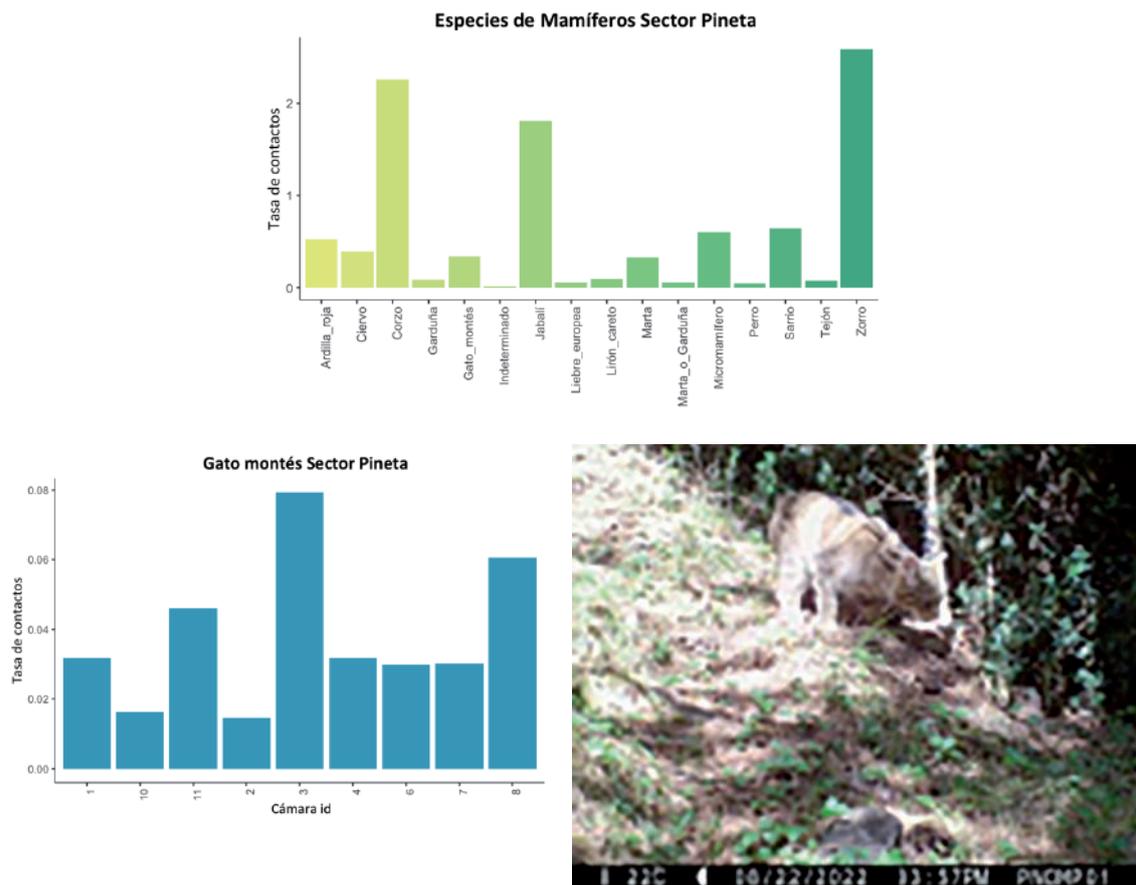


Gráfico 4. Arriba: Tasa de contactos de las especies de mamíferos detectadas en Pineta.
 Abajo izq.: Tasas de contactos de gato montés en las cámaras que resultaron positivas en Pineta.
 Abajo dcha: Gato montés oliendo el atrayente en la cámara n.º 1, Espierba.

• **Sector Ordesa-Bujaruelo:**

6 de las 12 cámaras instaladas resultaron positivas a la presencia de gato montés, lo que supone un 50% de ocupación. La tasa de contactos con la especie objetivo fue la más baja del Parque Nacional, siendo el Puen dera Canalera la localidad con mayor número de eventos, donde se registró gato montés en 3 ocasiones. Las otras 5 estaciones positivas

únicamente registraron a la especie en una ocasión. Llamó la atención la ausencia de la especie en varias de las cámaras (1, 3 y 8) donde, en experiencias previas, sí había sido detectada en diversas ocasiones.

En conjunto, las 12 cámaras instaladas entre el valle de Ordesa y Bujaruelo detectaron un amplio espectro de mamíferos silvestres, con un total de 12 especies diferentes.

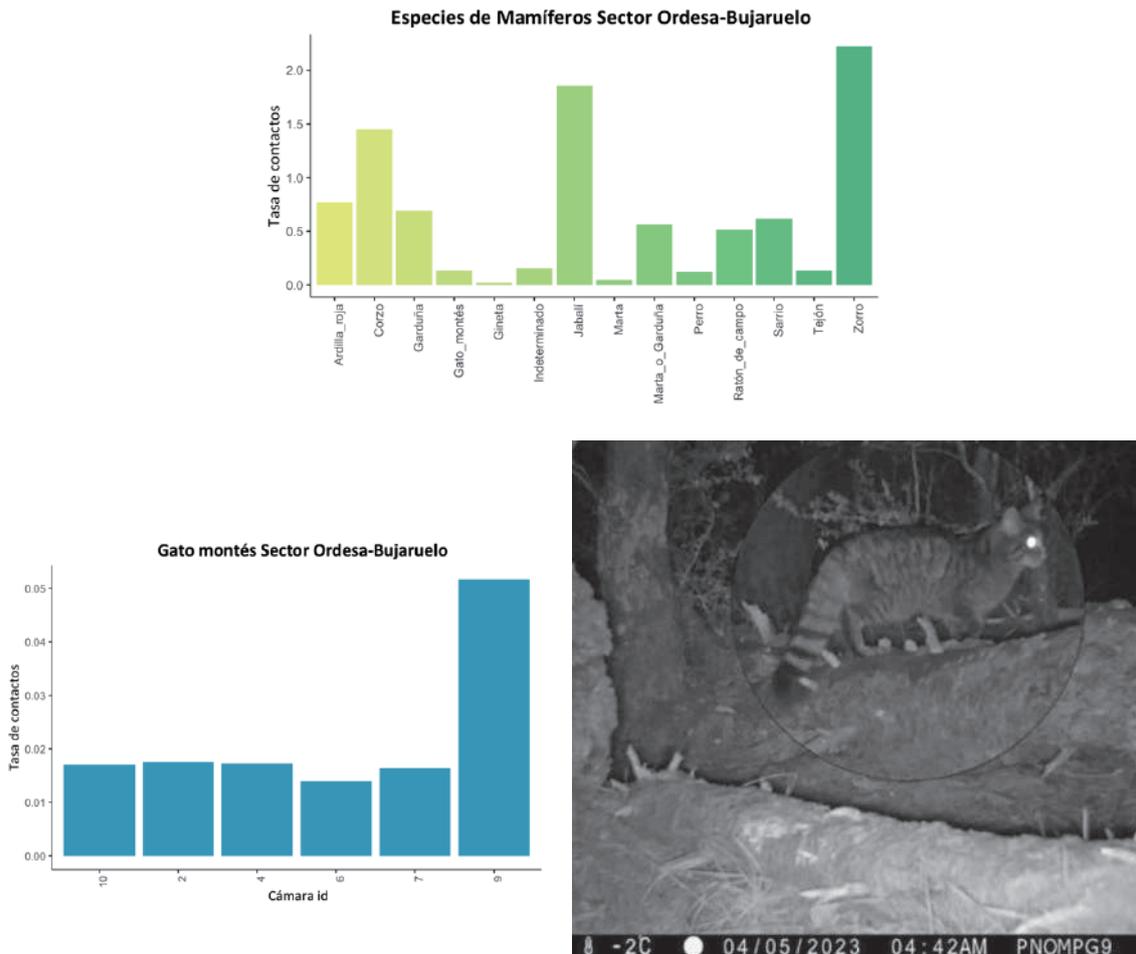


Gráfico 5. Arriba: Tasa de contactos de las especies de mamíferos detectadas en los valles de Ordesa y Bujaruelo. Abajo: Tasas de contactos de gato montés en las cámaras que resultaron positivas en Ordesa y Bujaruelo. Abajo dcha: Gato montés en la cámara n.º 9, Puen dera Canalera.

• **Resultados para el conjunto del Parque Nacional:**

Los sectores con mayor tasa de contactos/día, y por lo tanto con mayor abundancia de gato montés, fueron los valles de Escuaín y Añiselo (ver Tabla 3). Estos dos valles acumularon el 78% de las observaciones registradas en todo el PNOMP.

Tabla 3. N.º de estaciones positivas y negativas a la presencia de gato montés; N.º de eventos registrados y Tasa de contactos por sector y día de estudio.

Sector	Año	Meses de estudio	Estaciones instaladas	Estaciones positivas	Estaciones negativas	Eventos registrados	Tasa de contactos / día
Añisclo	2022	Febrero-marzo	13	9	4	53	0,86
Escuaín	2022	Mayo-junio	12	11	1	50	0,87
Pineta	2022	Julio-agosto	12	9	3	22	0,34
Ordesa	2023	Febrero-abril	12	6	6	8	0,13
TOTAL PNOMP			61	38	23	133	

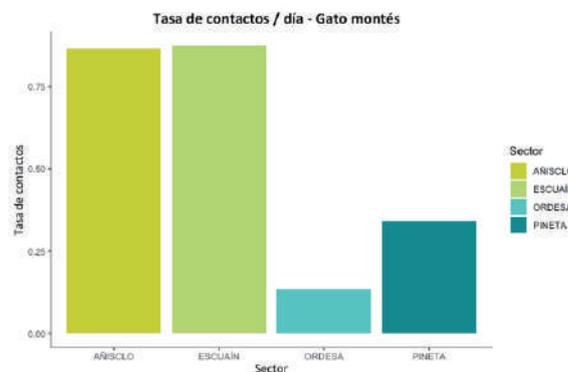


Gráfico 6. Tasa de contactos de gato montés registradas en cada sector del PNOMP.

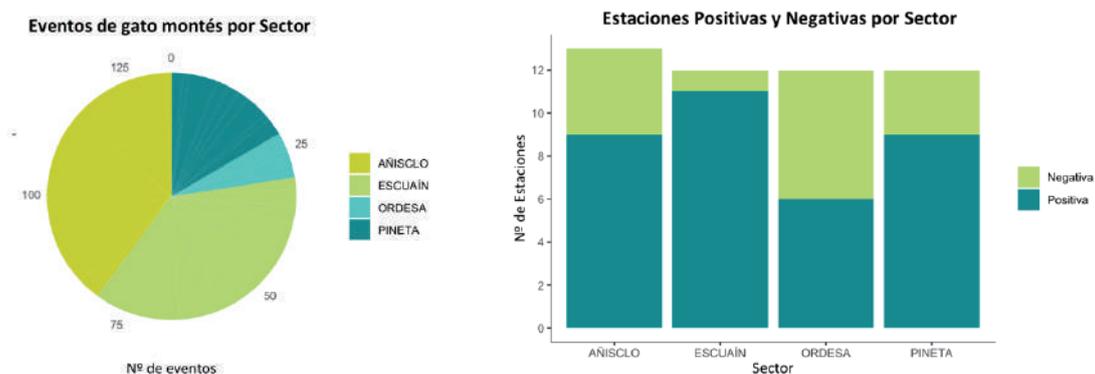


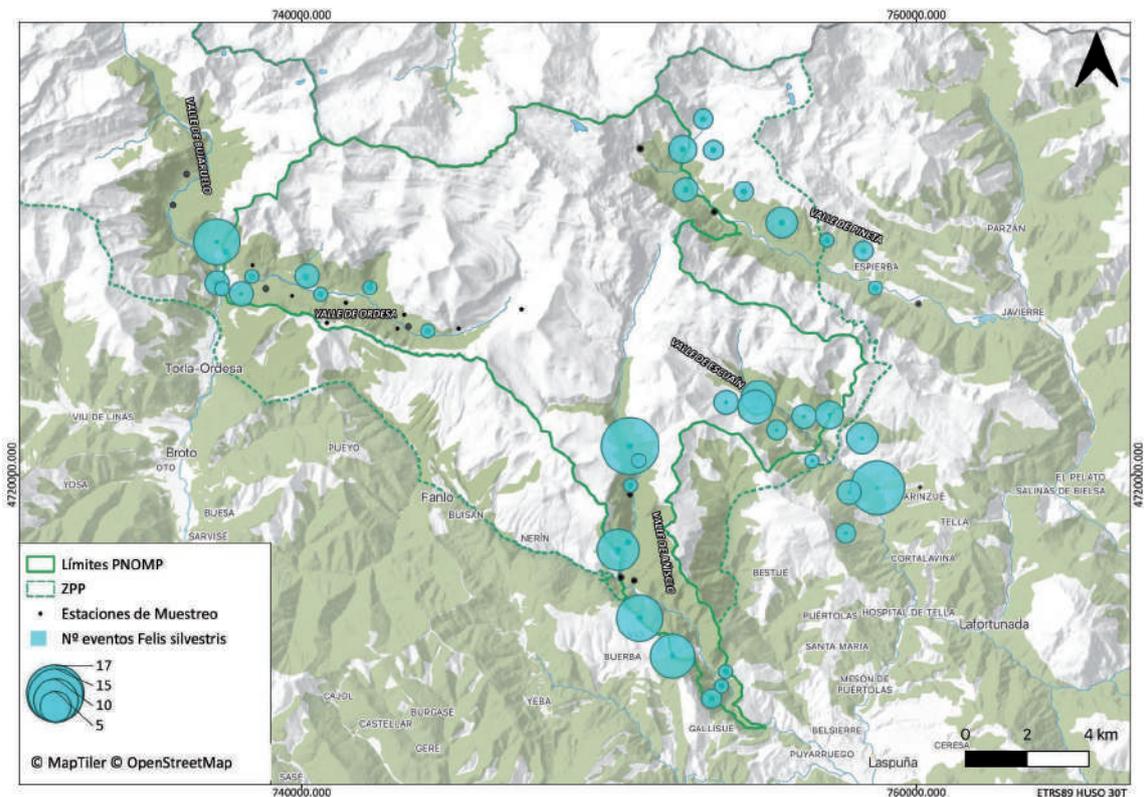
Gráfico 7. Porcentaje de eventos de *Felis silvestris* y número de cámaras positivas para la especie en cada uno de los sectores de estudio.

En el valle de Pineta se registraron un total de 22 eventos (un 16% del total). La tasa de contactos/día fue baja (0,34 eventos/día) con respecto a los resultados alcanzados en Añisclo y Escuaín (0,86 y 0,87 eventos/día respectivamente). Por último, el sector Ordesa, que engloba también parte del valle de Bujaruelo, resultó ser el de menor abundancia

de gato montés del Parque Nacional, con una tasa de contactos/día de 0,13 eventos/día, acumulando únicamente 8 eventos en el 50% de las estaciones de muestreo instaladas.

El sector con mayor número de localidades positivas para la presencia de gato montés fue el valle de Escuaín, donde se detectó la especie en 11 de 12 localidades (91,66%). Tanto en Añisclo como en Pineta el número de localidades positivas para la especie fue de 9, lo que corresponde a un 69,23% en el caso de Añisclo (donde se instalaron 13 cámaras) y a un 75% en el caso de Pineta (donde se instalaron 12 cámaras). El valle de Ordesa fue el sector con menor número de registros de gato montés, con un 50% de cámaras positivas para la especie (6 de las 12 cámaras instaladas).

En el Mapa número 3 se indica la localización de la totalidad de las cámaras de fototrampeo instaladas en el marco del estudio de gato montés, destacando aquellas localidades que resultaron positivas para la presencia de la especie y el número de eventos registrados.



Mapa 3. Localidades que han resultado positivas a la presencia de *Felis silvestris*.

Con los eventos registrados de gato montés, se ajustaron modelos de actividad tanto para cada uno de los sectores o valles como para el total de los registros del Parque Nacional (Gráfico 8). Estos modelos se realizaron con el paquete de R Activity. En conjunto se observó un grado de nocturnidad relativamente elevado, aunque pudo verse también cierto carácter crepuscular, con picos de actividad tanto al amanecer como al anochecer.

El único caso en el que este patrón no fue tan claro se encontró en el valle de Pineta, muestreado en verano, donde además de la actividad nocturna y crepuscular se registró un repunte de la actividad en las horas centrales del día (12:00- 18:00).

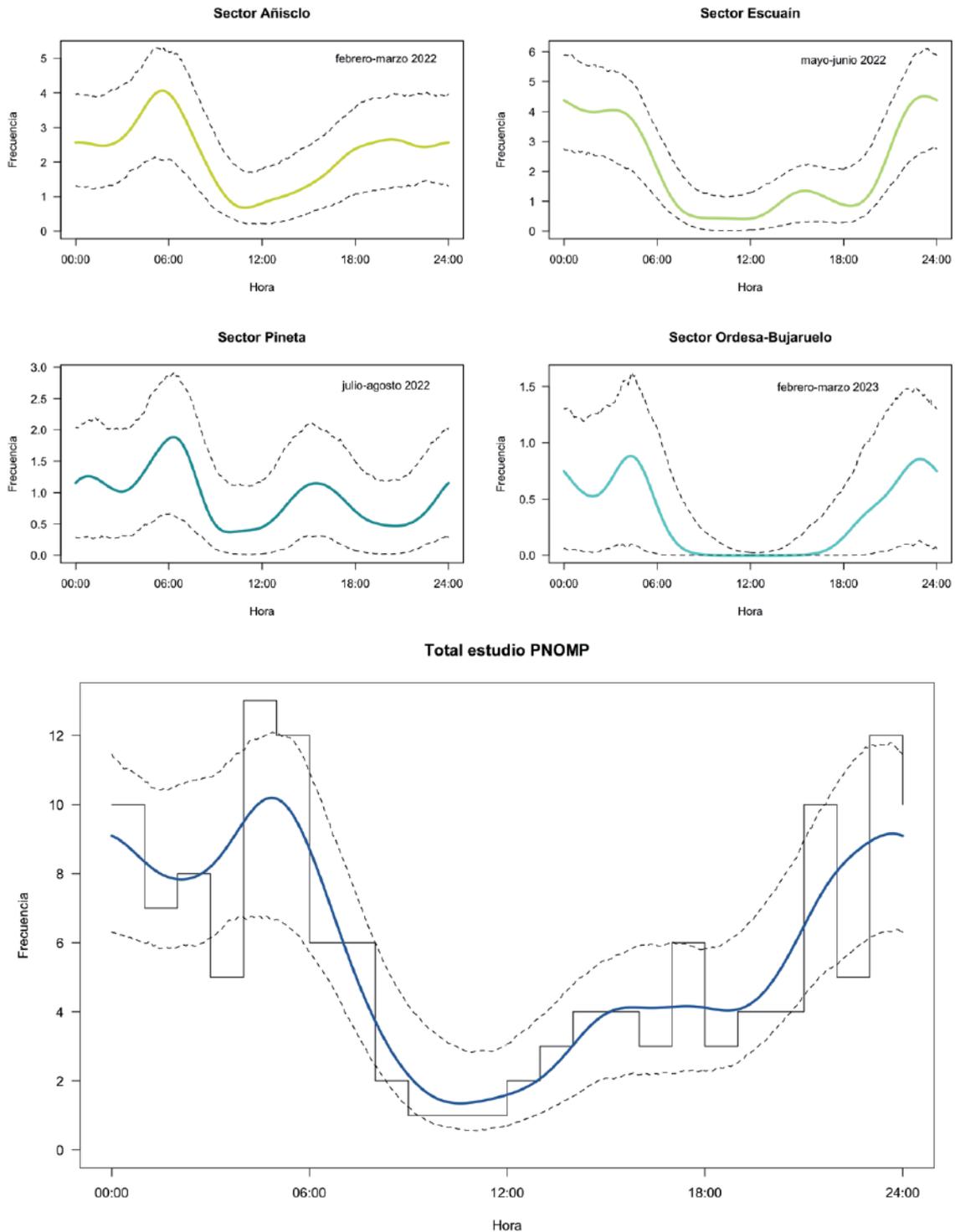


Gráfico 8. Patrones de actividad diaria del gato montés (*Felis silvestris*) en el PNOMP.

4. Conclusiones

Conjuntamente, con los resultados obtenidos podemos afirmar que el gato montés se encuentra presente y bien distribuido en el PNOMP, habiendo sido detectado en 35 de las 49 cámaras instaladas, lo que supone un 71,42% de las estaciones de muestreo.

Los valles de Escuaín y Añisclo son los que han obtenido una mayor tasa de contactos/día de la especie. Por tanto, dado que esta tasa es un índice de la abundancia relativa de la especie, se puede concluir que ambos sectores son las áreas con mayor abundancia de gato montés en el Parque Nacional. Ambos valles presentan hábitats muy favorables a la presencia de la especie. En Añisclo, el ambiente más termófilo y con mayor diversidad de ambientes, donde el bosque mediterráneo, rico en nutrientes y presas ocupa grandes extensiones. A su vez el valle de Escuaín, a pesar de no recibir muchas visitas, tiene un marcado carácter antrópico, fruto de las antiguas explotaciones de agricultura de montaña, por lo que la diversidad y los ecotonos entre bosque y prado son más numerosos.

Los valles de Pineta y Ordesa también cuentan con una presencia importante de la especie, aunque en este último, pese a haber registrado presencia de la especie en varias estaciones de muestreo, la abundancia registrada ha sido mucho menor. Una de las hipótesis para explicar estos resultados en el valle de Ordesa es el mayor uso público del valle, pero serían necesarios estudios más específicos para conocer la influencia de la presencia humana en la distribución y abundancia de la especie.

Con este trabajo se finaliza la colaboración con el proyecto “Seguimiento y evaluación del estado de conservación del gato montés (*Felis silvestris*) en España”, el cual ha permitido actualizar la información sobre el gato montés tanto a nivel nacional como en el Parque Nacional y sentar las bases para un posible seguimiento a medio o largo plazo sobre la especie que nos permita conocer más su ecología e identificar posibles amenazas.

Además, este programa ha contribuido a proseguir con los seguimientos de mesomamíferos del Parque Nacional en territorio forestal, de manera que se ha constatado la presencia en estas zonas de 14 especies de mesomamíferos silvestres en el conjunto de los 4 sectores muestreados.

5. Referencias

- BEUGIN, M. P., SALVADOR, O., LEBLANC, G., QUENEY, G., NATOLI, E. y PONTIER, D. 2019. «Hybridization between *Felis silvestris silvestris* and *Felis silvestris catus* in two contrasted environments in France». *Ecology and evolution*, 10(1), 263-276. <https://doi.org/10.1002/ece3.5892>

- BIRÓ, Z., SZEMETHY, L. y HELTAI, M. 2004. Home range sizes of wildcats (*Felis silvestris*) and feral domestic cats (*Felis silvestris f. catus*) in a hilly region of Hungary. *Mammalian Biology* 69(5), 302-310. <https://doi.org/10.1078/1616-5047-00149>
- FERRERAS P., DÍAZ-RUIZ F. y MONTERROSO P. 2018. «Improving mesocarnivore detectability with lures in camera-trapping studies». *Wildlife Research* 45, 505-517. <https://doi.org/10.1071/WR18037>
- FERRERAS, P., JIMÉNEZ, J., DÍAZ-RUIZ, F., TOBAJAS, J., ALVES, P.C. y MONTERROSO, P.M. 2021. «Integrating multiple datasets into spatially-explicit capture-recapture models to estimate the abundance of a locally scarce felid». *Biodiversity and Conservation* 30, 4317-4335. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02309-1>
- GERNGROSS, P., AMBARLI, H., ANGELICI, F.M., ANILE, S., CAMPBELL, R., FERRERAS DE ANDRES, P., GIL-SANCHEZ, J.M., GÖTZ, M., JEROSCH, S., MENGÜLLÜOGLU, D., MONTEROSSO, P. y ZLATANOVA, D. 2022. *Felis silvestris*. The IUCN Red List of Threatened Species 2022: e.T181049859A181050999. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2022-1.RLTS.T181049859A181050999.en>.
- GIL-SÁNCHEZ, J.M., BAREA-AZCÓN, J.M., JARAMILLO, J., HERRERA-SÁNCHEZ, F.J. y JIMÉNEZ, J. 2020. «Fragmentation and low density as major conservation challenges for the southernmost populations of the European wildcat». *PLOS One* 15(1): e0227708.
- GIL-SÁNCHEZ, J.M., MORAL, M, BUENO, J., RODRÍGUEZ-SILES, J., LILLO, S., PÉREZ, J., MARTÍN, J.M., VALENZUELA, G., GARROTE, G., TORRALBA, B. y SIMÓN-MATA, M. A. 2011. «The use of camera trapping for estimating Iberian lynx (*Lynx pardinus*) home ranges». *European Journal of Wildlife Research*, 57, 1203-1211. <https://doi.org/10.1007/s10344-011-0533-y>
- GUZMÁN, J.N., GARCÍA, F.J. y GARROTE, G. 2002. *Censo-diagnóstico de las poblaciones de lince ibérico (Lynx pardinus) en España (2000-2002)*. Tragsa. Ministerio de Medio Ambiente.
- GUZMÁN, N., GARCÍA, F.J., GARROTE, G., PÉREZ DE AYALA, R. y IGLESIAS, C. 2004. *El lince ibérico (Lynx pardinus) en España y Portugal. Censo- diagnóstico de sus poblaciones*. Dirección General para la Biodiversidad, Madrid.
- JACKSON, R.M., ROE, J.D., WANGCHUK, R. y HUNTER, D.O. 2005. *Surveying snow leopard populations with emphasis on camera trapping: A Handbook*. The Snow Leopard Conservancy Sonoma, California, 73. www.SnowLeopardConservancy.org
- KARANTH, K.U. y NICHOLS J. D. (Eds.) 2002. *Monitoring tigers and their prey: A manual for researchers, managers and conservationists in tropical Asia*. Centre for Wildlife Studies, Bangalore.

- KARANTH, K.U. 1995. «Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture models». *Biological Conservation*, 71:333-338. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)00057-W](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)00057-W)
- LÓPEZ-MARTÍN, J.M., GARCÍA, F.J., SUCH, A., VIRGÓS, E., LOZANO, J., DUARTE, J. y ESPAÑA, A.J. 2007. «*Felis silvestris* (Schreber, 1777). Ficha Libro Rojo». En: PALOMO L. J., GISBERT J. y BLANCO, J. C. (eds), *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*, pp. 336-338. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid.
- LOZANO, J., VIRGÓS, E., MALO, A.F., HUERTAS, D.L. y CASANOVAS, J. G., 2003. «Importance of scrub-pastureland mosaics on wild-living cats occurrence in a Mediterranean area: implications for the conservation of the wildcat (*Felis silvestris*)». *Biodiversity and Conservation*, 12: 921-935.
- MATIAS, G., ROSALINO, L. M., ROSA, J. L., y MONTERROSO, P. 2021. «Wildcat population density in NE Portugal: A regional stronghold for a nationally threatened felid». *Population Ecology*, 63, 247-259. <https://doi.org/10.1002/1438-390X.12088>
- MONTERROSO, P., ALVES, P. C., y FERRERAS, P. 2011. «Evaluation of attractants for non-invasive studies of Iberian carnivore communities». *Wildlife Research*, 38, 446-454. <https://doi.org/10.1071/WR11060>
- NOWELL, K. y JACKSON, P. 1996. *The wild cats: status survey and conservation action plan*. International Union for Nature Conservation / Cat Specialist Group, Gland, Switzerland.
- O'CONNELL, A. F., NICHOLS, J.D. y KARANTH, K.U. 2011. *Camera traps in animal ecology: Methods and analyses*. Springer, New York, 271 pp.
- OLIVEIRA, R., GODINHO, R., RANDI, E. y ALVES, P.C. 2008. «Hybridization versus conservation: are domestic cats threatening the genetic integrity of wildcats (*Felis silvestris silvestris*) in Iberian Peninsula?». *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 363(1505), 2953-2961. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0052>
- OLIVEIRA, T., URRÁ, F., LÓPEZ-MARTÍN, J.M., DUPERÓN, E.B., AZCÓN, J.M.B., MOLEÓN, M., GIL SÁNCHEZ, J.M., ALVES, P.C., FRANCISO, D.-R., FERRERAS, P. y MONTERROSO, P. 2018. «Females know better: Sex-biased hábitat selection by the European wildcat». *Ecology and Evolution* 8, 9464-9477.
- SARMENTO, P., CRUZ, J., EIRA, C. y FONSECA C. 2009. «Spatial colonization by feral domestic cats *Felis catus* of former wildcat *Felis silvestris silvestris* home ranges». *Acta Theriologica*, 54, 31-38.
- SAYOL, F., VILELLA, M., BAGARIA, G. y PUIG, J. 2018. «El gat salvatge, *Felis silvestris* (Schreber, 1777), al Prepirineu oriental: densitat de les poblacions del Lluçanès i el

Bisaura». *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 185-191. <https://raco.cat/index.php/ButlletiICHN/article/view/351610>.

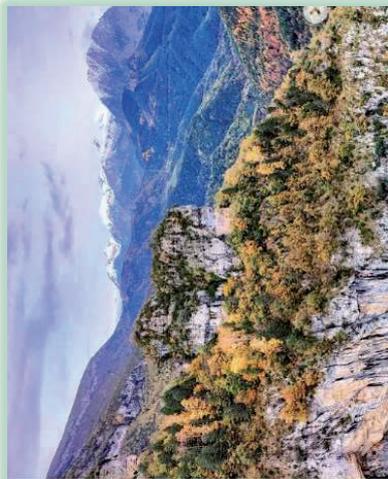
SOBRINO, R., ACEVEDO, P., ESCUDERO, M.A., MARCO, J. y GORTÁZAR, C. 2009. «Carnivore population trends in Spanish agrosystems after the reduction in food availability due to rabbit decline by rabbit haemorrhagic disease and improved waste management». *European Journal of Wildlife Research*, 55, 161-165.

6. Normativa citada

Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres.

Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el Desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies amenazadas.

Folleto divulgativo de la IX Jornada de Investigación



LUGAR DE REALIZACIÓN:

Jornada presencial y online en plataforma Webex.

Enlace Webex:

<https://aragon.webex.com/aragon/j.php?MTI=D=m7ddeb1f5f2a45658a1f94a40c8a6c00b>

Centro de Visitantes de Torla-Ordesa
Avenida de Ordesa s/n
22376 Torla – Ordesa (Huesca)



ORGANIZA:



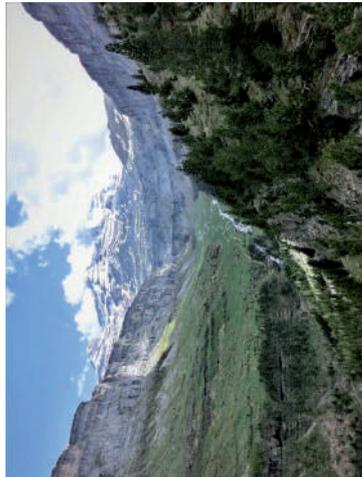
ORDESA Y
MONTE PERDIDO
PARQUE NACIONAL

Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido
C/Felipe Coscolla 11 – 13. 22004, Huesca
Teléfono: 974 243 361
www.aragon.es/ordesa

IX JORNADA DE INVESTIGACIÓN

Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido

14 de diciembre de 2023



**Presentación de resultados:
Trabajos y proyectos de investigación
realizados en el Parque Nacional de Ordesa
y Monte Perdido**



Objetivos:

En la IX Jornada de Investigación del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido se expondrán los resultados de algunos de los proyectos de investigación que se están desarrollando durante el año 2023 en el Parque Nacional.

Se trata de una jornada informativa y participativa dirigida tanto al público en general como al personal del Parque Nacional e investigadores, teniendo por objetivo la transmisión de los valores naturales que representa el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, a la vez que pretende fomentar el contacto, colaboraciones y sinergias entre las distintas personas e instituciones que realizan trabajos de investigación en este singular Espacio Natural Protegido del Pirineo Aragonés.

La jornada tendrá lugar de forma presencial y también de manera online 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 los trabajos de investigación que se están desarrollando en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.



PROGRAMA
Jueves 14 de diciembre

Proyectos de investigación

09:00-09:30 h Llegada y recepción de los asistentes.

09:30 h Inauguración: Elena Villagrasa Ferrer. Directora del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.

10:00-10:30 h "Impacto, seguimiento y evaluación del cambio climático global en los recursos hídricos en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido".

Ponente: Luis Javier Lambán Jiménez. Instituto Geológico y Minero de España (IGME - CSIC).

10:30-11:00 h "Avances en el estudio del impacto del cambio climático en los eventos hidrogeomorfológicos extremos en los Pirineos: aportes desde la dendrogeomorfología".

Ponente: Juan Antonio Ballesteros Cánovas. Museo Nacional de Ciencias Naturales (MNCN-CSIC).

11:00-11:30 h "Cuevas heladas en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido: registros del cambio climático presente y pasado".

Ponentes: Ana Moreno Caballud y Miguel Bartolomé Úcar. Instituto Pirenaico de Ecología. (IPE-CSIC).

12:00-12:30 h "Explorando el acoplamiento de la vegetación y el clima mediante Phenocams".

Ponentes: Héctor Miranda Cebrián. Instituto Pirenaico de Ecología. (IPE-CSIC).

12:30-13:00 h "El bosque nos cuenta: estudiando la dinámica forestal a través de su seguimiento en el tiempo".

Ponentes: Laura Hernández Mateo y Fernando Montes Pita. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA-CSIC).

13:00-13:30 h "Estructura del bosque y resiliencia frente a la sequía: el caso de los pinos mediterráneos en su límite climático".

Ponente: Miguel Ángel de Zavala Gironés. Universidad de Alcalá de Henares (UAH).

DESCANSO

16:00-16:30 h "Evidencias del declive de escarabeidos coprófagos en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido: consecuencias en la conservación de pastos de montaña".

Ponente: José Ramón Verdú Faraco. I.U.I. CIBIO, Universidad de Alicante.

16:30-17:00 h "Programa de seguimiento de la mariposa hormiguera de lunares (Phengaris arion) en el Parque Nacional de Ordesa y su entorno".

Ponente: Fernando Jubete Tazo. Asociación de Naturalistas Palentinos.

17:00-17:30 h "Seguimiento de gato montés en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido dentro del Censo de Gato Montés en España".

Ponentes: Pilar Jimeno Brabo. Sociedad Aragonesa de Gestión Agroambiental (SARGA).



Autor fotografía: Jesús Arca Rubio, voluntario AHE.