

6 DE SEPTIEMBRE DE 2024



Facultad de Ciencias

IDENTIFICACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE ÁREAS PRIORITARIAS PARA LA CONSERVACIÓN DE LA FLORA RUPÍCOLA EN ESPAÑA (PENÍNSULA IBÉRICA E ISLAS BALEARES)

Trabajo de Fin de Master

Carlos Eced Royo (cecedr@correo.ugr.es)

Tutorizado por: Eva Cañadas Sánchez (ecanadas@ugr.es)
y Juan Lorite Moreno (jlorite@ugr.es)

Máster en Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad
Universidad de Granada

Índice

1. Aportación del estudiante.....	3
2. Resumen.....	4
3. Introducción	5
4. Objetivos	7
5. Material y Métodos	8
5.1. Zona de estudio	8
5.2. Listado de taxones rupícolas.....	9
5.3. Datos de distribución de especies	10
5.4. Identificación de áreas prioritarias para la conservación de flora rupícola.....	11
5.5. Modelado de impulsores ambientales de la riqueza de plantas rupícolas	12
5.6. Identificación de potenciales conflictos para la conservación	14
6. Resultados	15
6.1. Áreas prioritarias para la conservación de flora rupícola	15
6.2. Impulsores ambientales de la riqueza de plantas rupícolas	18
6.3. Potenciales conflictos para la conservación de flora rupícola.....	21
7. Discusión	26
7.1. Áreas prioritarias para la conservación de flora rupícola	26
7.2. Impulsores ambientales de la riqueza de plantas rupícolas.....	28
7.3. Potenciales conflictos para la conservación de flora rupícola.....	30
7.4. Limitaciones y perspectivas futuras.....	33
8. Conclusiones.....	34
9. Disponibilidad de los datos y el código	34
10. Bibliografía	35
ANEXO I. Tablas y Figuras Suplementarias.....	42
Bibliografía	44

1. Aportación del estudiante

Este trabajo guarda una estrecha relación con la temática del máster en “Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad”, dado que su objetivo principal es la contribución a la conservación de los roquedos y las especies vegetales que los habitan, conocidas como plantas rupícolas; y, para alcanzarlo, se han empleado técnicas de ecoinformática de gran utilidad científico-técnica para la generación de conocimiento y para la aplicación práctica en la biología de la conservación.

Para su elaboración se han empleado conocimientos y herramientas aprendidas en numerosas asignaturas del máster, desde algunas más generales, como “Cambio global”, “Diseño Experimental, Muestreo y Análisis de Datos”, “Principios de la Biología de Conservación” y “Conservación de Poblaciones y Ecosistemas”; a algunas más específicas, como “Ciclo de Gestión de los Datos: Ecoinformática”, “Flora de Áreas Restringidas”, “Diseño y Gestión de Áreas Protegidas”, “Análisis de Datos Avanzado” o “Relaciones Suelo-Vegetación”.

Este TFM constituye tanto un proyecto de investigación de tipo científico, siguiendo una metodología replicable y teniendo el objetivo de elaborar una publicación científica para una revista de biología de la conservación de alto impacto, como de un trabajo práctico aplicable a la biología de conservación, ya que sus resultados y discusión aportan indicaciones para mejorar la conservación de la flora rupícola en España.

Mi participación como estudiante en los siguientes apartados ha sido:

- **Diseño experimental: 50 %.** El TFM no incluye ningún experimento cómo tal, sin embargo, la metodología ha sido diseñada en colaboración con los tutores y se ha contribuido a dirigir el enfoque del trabajo.
- **Toma de datos: 90 %.** La toma de datos fue llevada a cabo por el estudiante, sin embargo, fue compartido por los tutores un código de R para la descarga de datos de GBIF a partir de un listado de especies, el cual tuvo que ser adaptado y ampliado para cubrir las necesidades particulares de este estudio.
- **Análisis de datos: 90 %.** El análisis de los datos fue llevado a cabo por el estudiante, tanto la parte de análisis espacial en QGIS como el análisis estadístico en R, donde fue recibida ayuda para la construcción de un modelo óptimo.
- **Redacción de la memoria: 95 %.** La redacción de la memoria fue llevada a cabo enteramente por el estudiante para posteriormente ser sometida a una corrección por los tutores, donde fueron llevadas a cabo modificaciones menores.

2. Resumen

Uno de los pilares fundamentales de la conservación es identificación de áreas prioritarias para la conservación. Este estudio constituye en el primer esfuerzo para identificar áreas prioritarias para la conservación de la flora rupícola, caracterizada por su rareza, singularidad, fragilidad y riqueza, especialmente en la Península Ibérica, donde la biodiversidad vegetal es particularmente elevada. Se ha llevado a cabo analizando la distribución espacial de los todos los taxones rupícolas de la Península Ibérica y las Islas Baleares, determinando áreas con elevada riqueza de taxones rupícolas y/o con presencia de taxones rupícolas amenazados. Posteriormente, se ha analizado la posición de las áreas prioritarias con respecto a la red de Espacios Naturales Protegidos (ENPs) y Parques Nacionales (PPNN) de montaña, se han identificado zonas donde la escalada en roca podría causar efectos negativos sobre la flora rupícola y se ha determinado como diferentes variables ambientales influyen sobre la riqueza de plantas rupícolas.

Se han identificado 912 áreas prioritarias de 5 x 5 km, situadas principalmente en sistemas montañosos, donde la elevación, las precipitaciones y las bajas temperaturas favorecen la riqueza de plantas rupícolas especialistas, apoyando la idea de que los roquedos actúan como refugio climático. Los ENPs y, especialmente, los PPNN de montaña, que albergan un 60 % de los taxones rupícolas y contienen áreas prioritarias en gran parte de su superficie, desempeñan un papel clave en la conservación de esta flora. Este papel podría fortalecerse aún más mediante la ampliación de algunos de estos espacios. En cuanto a los potenciales conflictos que puedan derivar con la escalada, esta actividad se practica mayoritariamente fuera de las áreas prioritarias identificadas. No obstante, la mayoría de zonas en las que coinciden se encuentran fuera de los ENPs, lo que hace más compleja la regulación de este deporte e incrementa los conflictos potenciales.

Palabras clave: áreas prioritarias, ENPs, escalada en roca, plantas rupícolas, PPNN, roquedos.

3. Introducción

En el contexto actual de pérdida de biodiversidad como consecuencia del impacto de las actividades humanas y el cambio climático (Johnson et al., 2017), la identificación de áreas prioritarias para la conservación se ha convertido en uno de los pilares fundamentales de la biología de la conservación (Brooks et al., 2006). Estas áreas deben cumplir con dos funciones principales: 1) representar la biodiversidad de la localidad o región en la que se encuentran, atendiendo a los niveles de especie, comunidad y ecosistema; y 2) separar los elementos que contienen de los procesos que suponen una amenaza para la biodiversidad (Margules et al., 2002; Gaston et al., 2002). Así, son áreas prioritarias para la conservación aquellas que contienen ecosistemas frágiles, singulares, con una elevada riqueza de especies, un gran número de endemismos y una alta integridad ecológica (Margules et al., 2002; Brooks et al., 2006; Cañadas et al., 2014).

Un hábitat en el que se cumplen estas condiciones son los roquedos (March-Salas et al., 2023b). Se tratan de afloramientos rocosos comunes en sistemas montañosos que presentan habitualmente tres elementos principales (**Fig. 1**): una plataforma en la cima o meseta, una base rocosa en la parte inferior y una cara escarpada vertical o casi vertical (pendientes entre 45° a 90° – 180°) y relativamente alta (superior a 3 – 4 m), llamada cara libre o cara del roquedo. Son un hábitat muy heterogéneo donde las grietas, fisuras, bloques, cornisas, salientes, voladizos y pendientes se distribuyen de manera irregular, dando lugar a una gran variedad de microhábitats y a una alta diversidad estructural (Larson et al., 2000).

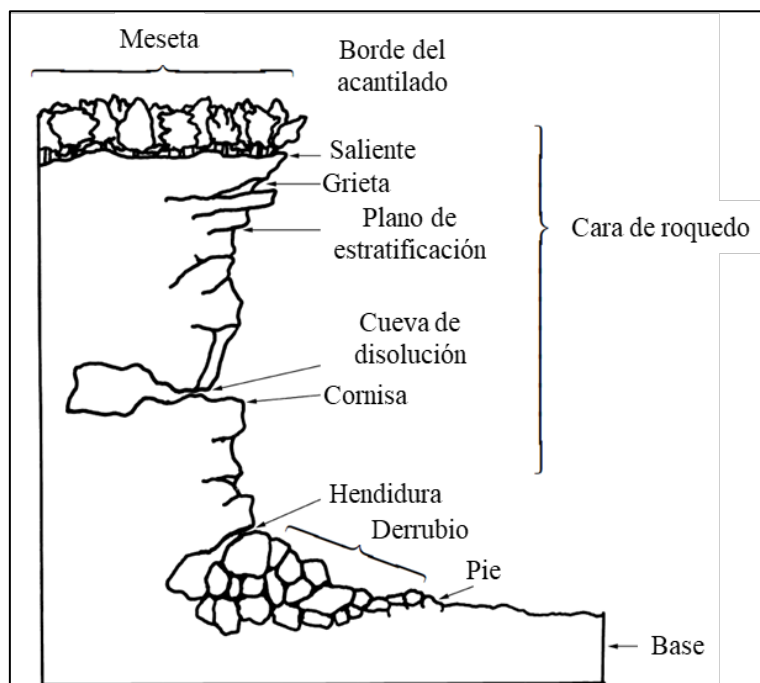


Figura 1. Partes y elementos principales de un roquedo (Larson et al., 2000).

Los roquedos albergan una gran diversidad animal (murciélagos, aves, reptiles...), pero destacan particularmente por la elevada diversidad y rareza vegetal, conteniendo un 35 – 66 % de los endemismos vegetales en la mayoría de países del mundo (entre 35 y 40 % en países europeos) (Ellenberg, 1988; Wardle, 1991; Larson et al., 2000). Esto se debe principalmente a que los roquedos son centros de alta especificidad que se comportan como un hábitat-isla (Larson et

al., 2000; García et al., 2012, Litcher-Mark, 2022) y a que actúan como refugio climático (roquedos en alta montaña, roquedos umbríos) y ecológico (frente a herbivoría, incendios, alteraciones antrópicas...) para un gran número de plantas, incluyendo algunos árboles milenarios (Larson et al., 2000; MITECO, 2018a; Harrison & Noss, 2017; Sangüesa-Barreda et al., 2022).

Aunque podría resultar insólito, la particular diversidad de las plantas propias de roquedos, denominadas rupícolas, también se debe a que los roquedos se caracterizan por ser un ambiente extremo y muy limitante para la actividad vegetal. Así, las plantas rupícolas deben enfrentar múltiples limitaciones abióticas, como la orientación vertical, la elevada erosión causada por la fuerte acción de la gravedad (por ejemplo, desprendimientos), el viento y las precipitaciones; la falta de agua, suelo, macronutrientes y espacio para el desarrollo de raíces; y la intensa exposición al viento y a la radiación ultravioleta (Litcher-Mark, 2022; Larson et al., 2000; García et al., 2012). Al mismo tiempo, estas plantas también encuentran restricciones en las interacciones bióticas, tales como la reducida polinización, la falta de micorrizas, la escasa presencia de plantas nodrizas facilitadoras y la herbivoría en la base del roquedo (Litcher-Mark, 2022).

No es de extrañar, por tanto, que las especies adaptadas a estas condiciones tan particulares sean frecuentemente consideradas endémicas, raras y/o en peligro de extinción, ya que su capacidad de competir y sobrevivir en otro tipo de ambientes es muy limitada (Ram & Gupta, 1997; Vogler & Reisch, 2011; March-Salas et al., 2018 y 2023a; Burgin & Hardiman, 2012; Watson et al., 2014). Algunas de sus adaptaciones a la vida en roquedos son: adoptar formas de vida de pequeño tamaño (nanofanerófitas, caméfitas o hemicriptófitas) (MITECO, 2018a) y sistemas radiculares adaptados a la falta de espacio y de suelo para desarrollarse (De Micco & Arrone, 2012), producir plántulas capaces de adherirse rápidamente a la roca tras la germinación y que garanticen el reclutamiento (Strumia et al., 2020); desarrollar hojas perennes y tolerantes a altos niveles de radiación y a la falta de agua (Ciccarelli et al., 2016; MITECO, 2018a); desarrollar mecanismos de propagación de semillas en grietas próximas a la planta madre y desarrollar interacciones mutualistas de alta especialización con sus polinizadores y dispersores de semillas (García et al., 2012). Sin embargo, las comunidades vegetales de los roquedos no se componen únicamente por plantas rupícolas especialistas, sino que también encontramos en ellas otras plantas más generalistas, dependiendo de lo restrictivas que sean las condiciones del roquedo (en función del clima, la altitud, la geomorfología, la orientación, la inclinación, el tipo de sustrato, la disponibilidad y variabilidad de microhábitats) (Escudero, 1996; MITECO, 2018a; Lorite et al., 2023).

Los roquedos han sido históricamente uno de los hábitats menos perturbados por los humanos (Larson et al., 2000). Sin embargo, en la actualidad, muchos de ellos se encuentran bajo la amenaza creciente de las actividades recreativas como la escalada, uno de los deportes al aire libre que mayor popularidad ha ganado en los últimos años (Caber & Albayrak, 2017; deCastro-Arrazola et al., 2021; March-Salas et al., 2018, 2023a). Varios estudios (p. ej.: Lorite et al., 2017; March-Salas et al., 2023a; Müller et al., 2004; revisión en Clark & Hessler, 2015) han demostrado los efectos negativos de la escalada sobre la flora de roquedo, entre los que se incluyen la reducción de cobertura vegetal y de riqueza de especies, la extinción de especies rupícolas especialistas sensibles a las perturbaciones y la expansión de especies generalistas

colonizadoras. Además, la escalada también puede afectar a las propiedades del suelo como la textura, fertilidad y productividad o al microclima de las grietas formadas entre las rocas, lo que podría tener repercusiones sobre las comunidades rupícolas (Monz & Cole, 1994).

En la cuenca Mediterránea, uno de los *hotspots* de biodiversidad identificados por Myers et al., (2000), y especialmente en España, donde la diversidad de plantas rupícolas es particularmente alta (Aedo et al., 2017; March-Salas et al., 2018; Lorite et al., 2023) y la escalada ha aumentado su popularidad notablemente en la última década (Lorite et al., 2017; deCastro-Arrazola et al., 2021), es de gran relevancia detectar las zonas en las que esta actividad recreativa pueda suponer una amenaza para la conservación de la flora rupícola.

Los conflictos para la conservación de la biodiversidad, tanto en relación a la escalada como a otros usos antrópicos, se incrementan fuera de espacios protegidos (Lorite et al., 2017; deCastro-Arrazola et al., 2021; Soliku & Schraml, 2018). Sin embargo, esta problemática ha sido escasamente analizada en un hábitat infraestudiado como los roquedos (Clark & Hessel, 2015), al igual que cuestiones más amplias como las variables que condicionan la distribución espacial de las plantas rupícolas en España o en otros contextos geográficos (Lobo et al., 2001), o si la actual red de áreas protegidas es apropiada para la conservación de este grupo de plantas (Araújo et al., 2007). Concretamente, los Parques Nacionales (PPNN), que representan máximo nivel de protección en España, constituyen una figura clave para la conservación y el estudio de la flora rupícola. En particular, en los Parques Nacionales de montaña, además de contener una buena representación de los roquedos, están presentes el 50 % de las especies vegetales rupícolas endémicas, singulares y amenazadas de la Península Ibérica (Antonsson, 2012; Larson et al., 2000; March-Salas et al., 2023b).

En este contexto, el objetivo principal de este trabajo es contribuir a la conservación de la flora rupícola en España (Península Ibérica e Islas Baleares). Para ello, se han identificado áreas prioritarias para la conservación de la flora rupícola, se ha analizado cómo diferentes variables ambientales afectan a la riqueza de plantas rupícolas y se han determinado potenciales conflictos para la conservación en estas áreas prioritarias, haciendo foco en su vulnerabilidad respecto a su situación en la red de áreas protegidas (y en particular a la red de PPNN de montaña) y a su solapamiento con actividades recreativas como la escalada.

4. Objetivos

El objetivo principal del trabajo es contribuir a la conservación de la flora rupícola y los roquedos en España. Para ello, se plantean los siguientes objetivos secundarios:

- Identificar áreas prioritarias para la conservación de la flora rupícola según dos criterios: el alto contenido de especies o la presencia de especies altamente amenazadas.
- Determinar qué impulsores ambientales favorecen la riqueza de plantas rupícolas.
- Analizar la efectividad de los ENPs y en especial de los PPNN de montaña para la protección de la flora rupícola.
- Identificar conflictos potenciales entre la conservación de la flora rupícola y la escalada en roca.

5. Material y Métodos

5.1. Zona de estudio

Este estudio cubre el área de España peninsular (494.011 km²) y las Islas Baleares (4.992 km²). En esta región el clima es principalmente mediterráneo o sub-Mediterráneo, caracterizándose por una marcada estacionalidad, teniendo inviernos frescos y húmedos con baja radiación solar y veranos cálidos y secos, donde la radiación solar es muy alta y las condiciones ambientales son poco predecibles (Lionello et al., 2006).

Atendiendo a la geología, podemos dividir la zona de estudio en tres unidades principales (Vera, 2004): (i) Afloramientos de rocas metamórficas (gneis, cuarcitas, pizarras y esquistos) y plutónicas (p. ej., granito) del Precámbrico y el Paleozoico en el Macizo Ibérico, ocupando la mitad occidental de la Península, al norte del valle del río Guadalquivir; (ii) relieves alpinos (Cordilleras Pirenaica, Bética, Ibérica, Costero-Catalana), que ocupan la mitad oriental de la península y las Islas Baleares, formados por calizas, areniscas o margas; (iii) depresiones de ribera formadas durante el Cenozoico (p. ej., Duero, Tajo, Ebro, Guadalquivir), rellenas de sedimentos del Terciario y Cuaternario poco deformados (margas, arenas, conglomerados) (**Fig. 2**).

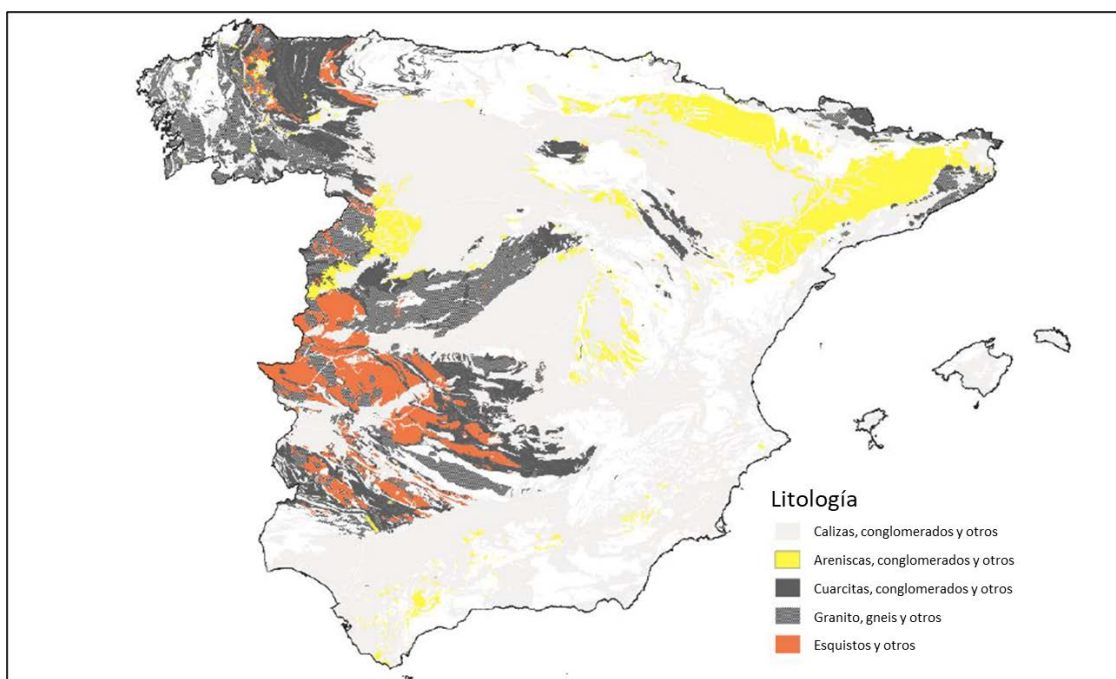


Figura 2. Litología de España peninsular y las Islas Baleares (Material suplementario de deCastro-Arrazola et al., 2021).

La diversidad vegetal es excepcionalmente alta, incluyendo tanto especies endémicas, como especies originarias del norte de África o del centro y norte de Europa, además de especies de más amplia distribución. En total, la flora ibérica se compone de 189 familias, 1.278 géneros y 6.276 especies, de las cuáles 1.258 (22,8 %) son endémicas. Las áreas donde encontramos tanto mayor riqueza de especies como mayor número de endemismos corresponden a zonas de montaña, siendo el Sistema Bético donde mayor es el número de endemismos, seguido sucesivamente por la Cordillera Cantábrica, el Sistema Central y los Pirineos (Aedo et al., 2017).

Los PPNN de montaña (Sierra Nevada y Sierra de las Nieves, Picos de Europa; Ordesa y Monte Perdido, Aigüestortes i Estany de Sant Maurici y Sierra de Guadarrama) ocupan las zonas más relevantes para la conservación de la biodiversidad de estas sierras, incluyendo espacios singulares, escasos e infrecuentes. Se caracterizan principalmente por ser representativos del sistema natural en el que se encuentran, por tener una superficie elevada que permita el desarrollo natural de los procesos ecológicos y por estar en un buen estado de conservación. Se trata de áreas idóneas para la conservación de la biodiversidad, ya que su objetivo principal es asegurar la conservación de los valores naturales mediante un régimen jurídico espacial (Planes Rectores de Uso y Gestión, PRUGs), donde prima el principio de “no intervención” y el libre devenir de los procesos naturales (MITECO, 2023a).

También son clave para la conservación de la flora rupícola otras figuras de protección dentro de la red de Espacios Naturales Protegidos (ENPs), como los parques naturales, las reservas naturales, los monumentos naturales y los paisajes protegidos. En España el 27 % de la superficie se encuentra en protegida bajo alguna de estas figuras, siendo el país de Europa con mayor porcentaje protegido (MITECO, 2018b; Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad; MITECO; 2024).

5.2. Listado de taxones rupícolas

En este trabajo se han incluido los 1.398 taxones (especie o subespecie) del listado de plantas rupícolas elaborado en el marco del proyecto ECOCLIMB (A-RNM-4-UGR20–FEDER- European Research Funds). Para la elaboración de esta lista Lorite et al. (2023) revisaron todos los taxones ibéricos y baleáricos de *Flora iberica* (Castroviejo, 1986-2019) asociados a roca e incluyeron todos aquellos en cuya descripción del hábitat aparecía alguno de los siguientes términos: “roquedo”, “acantilado”, “rupícola”, “peñón”, “roca”, “cornisa” o “repisas” en la descripción de la ecología de las especies. En segundo lugar, el listado fue evaluado por expertos para definir el grado de afinidad a la roca mediante una adaptación del método Delphi (Eycott et al., 2011), que ha sido asimismo utilizado para determinar el grado de afinidad al hábitat correspondiente de especies dolomíticas (Mota et al., 2008) y de especies gypsícolas (Pérez-García et al., 2017). En particular, 94 expertos en Botánica participaron asignando un índice de afinidad a rocas a cada especie que conocían bien, cuyos valores oscilan entre 0 y 5:

- “5 - 4” Estrictamente rupícolas: solo aparecen en roquedos y tan solo accidentalmente en otros hábitats. Los taxones cuyo índice de afinidad a roca toma estos valores han sido consideradas como rupícolas especialistas en el presente trabajo.
- “4 - 3” Rupícolas preferentes: los roquedos son sus hábitats preferentes, aunque pueden aparecer puntualmente en otros. Los taxones cuyo índice de afinidad a roca toma valores inferiores a 4 han sido consideradas rupícolas generalistas en este trabajo.
- “3 - 2” Frecuente: no preferente en roquedos, pero aparecen con frecuencia.
- “2 - 1” Ocasional: aparecen puntualmente en roquedos, pero con relativa frecuencia.
- “1 - 0” Accidentales: se encuentran en roquedos puntualmente y con baja frecuencia.

Este listado incluye otra información empleada para la realización de este TFM, como la categoría UICN que cada taxon del listado recibe en España.

5.3. Datos de distribución de especies

Los datos de presencia de cada uno de los taxones incluidos en el listado de Lorite et al., (2023) fueron tomados a partir de la *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF), utilizando para ello el *software* R (versión 4.3.2, R Core Team, 2023). En particular, se usaron las librerías “*rgbif*” (Chamberlain et al., 2024), para efectuar la descarga a partir de la función *occ_download*; y “*taxize*” (Chamberlain & Szocs, 2013), para unir los nombres del listado de taxones rupícolas con los nombres de los taxones disponibles en GBIF empleando la función *get_gbifid_(method="backbone")*. La descarga efectuada contiene un total de 1.580.392 observaciones de 2.560 taxones diferentes.

Se estableció una aproximación a la zona de estudio (España peninsular y las Islas Baleares) en un marco de coordenadas decimales entre 36 y 44 (latitud) y 4,6 y -10 (longitud) para eliminar las 165.040 observaciones cuyos valores de los campos *decimallatitude* y *decimallongitude* quedaron fuera de este marco. En segundo lugar, se aplicó un filtro geográfico de calidad utilizando la función *clean_coordinates* de la librería “*CoordinateCleaner*” (Zizka et al., 2019) para eliminar aquellos registros cuyas coordenadas son imprecisas o nulas, corresponden a puntos en el mar o están asociadas a instituciones de biodiversidad (p. ej., jardines botánicos). En este paso fueron eliminadas 67.726 observaciones, de las cuales 1.113 se eliminaron por tener valores nulos de coordenadas, 5.691 por localizarse en ciudades, 12.402 por tener baja precisión, 501 por estar vinculadas a instituciones biológicas y 49.384 por corresponder a puntos en el mar.

En tercer lugar, se añadió a todos los registros restantes el índice de afinidad rupícola de Lorite et al., (2023), utilizando como campo de unión entre las dos matrices de datos (los datos de GBIF y el listado de plantas rupícolas) el nombre científico de las especies o subespecies, en su caso, tras homogenizarlos. Aquellos registros cuyo nombre científico no coincidía con ninguno de los nombres del listado de plantas rupícolas fueron eliminados, quedando un total de 1.230.564 registros de 1.116 taxones diferentes.

De entre ellos, los 10 taxones más frecuentes (con mayor número de registros) son especies rupícolas de carácter generalista y con una amplia distribución (**Anexo I, Tabla 1**). Ninguna de estas especies ha sido incluida en España en alguna de las categorías de amenaza de la Lista Roja de la UICN.

Por otro lado, de 282 taxones rupícolas no quedó ningún registro tras efectuar la limpieza de los datos y la homogenización de los nombres, de entre los cuales 62 (22 %) son rupícolas especialistas. Entre ellos encontramos 7 especies amenazadas “En Peligro Crítico” (CR: *Agrostis barceloi*, *Borderea chouardii*, *Brimeura duvigneaudii* *ocultata*, *Echinospartum algibicum*, *Medicago citrina*, *Moehringia intricata tejedensis* y *Rubia balearica caespitosa*) y ocho “En Peligro” (EN: *Campanula lusitanica specularioides*, *Draba hispanica lebrunii*, *Hypericum robertii*, *Jasione mansanetiana*, *Melica humilis bocquetii*, *Moehringia fontqueri*, *Petrocoptis pyrenaica viscosa* y *Rosmarinus tomentosus*). Cabe destacar que de los taxones rupícolas que no quedaron registros, 235 no han sido evaluados por la UICN en España.

Finalmente, los registros válidos fueron georreferenciados en el sistema de referencia de coordenadas (SRC) ETRS89 / UTM zona 30N (EPSG: 25830, por ser el más adecuado para proyectar la información geográfica de la Península Ibérica y las Islas Baleares (Geomatic

Solutions, 2020), mediante la transformación de los campos *decimalLatitude* y *decimalLongitude* con las funciones *st_as_sf* y *st_transform* de la librería “sf” (Pebesma & Bivand, 2023).

5.4. Identificación de áreas prioritarias para la conservación de flora rupícola

La selección de áreas prioritarias para la conservación de plantas rupícolas se realizó atendiendo a dos criterios: riqueza de especies y presencia de especies altamente amenazadas.

Para aplicarlos, se emplearon los registros de presencia de los taxones rupícolas previamente preparados y la malla terrestre para la representación geográfica de 5 x 5 km de la Península Ibérica y las Islas Baleares (MITECO, 2018), gestionados mediante el sistema de información geográfica QGIS (versión 3.28.13, QGIS.org, 2022), y representados sobre cartografía de referencia de la zona de estudio, como la línea de costa de la Península Ibérica y las Islas Baleares, descargada del Centro de Nacional de Información Geográfica (CNIG, 2022).

En primer lugar, se determinó la presencia o ausencia de las especies rupícolas especialistas (índice afinidad ≥ 4 , criterio que cumplían 207 taxones) en cada una de las cuadrículas de la malla de 5 x 5 km. Como estas especies tienen una afinidad muy alta por los roquedos, se asumió que en aquellas cuadrículas donde estén presentes habrá al menos una zona de roquedo. A las cuadrículas seleccionadas por la presencia de plantas rupícolas especialistas se añadieron los registros de presencia del resto de especies (índice de afinidad de 0 a 4). Posteriormente, se calculó la riqueza de especies rupícolas en esta selección de cuadrículas, utilizando para ello la herramienta de análisis vectorial “contar puntos en un polígono”, seleccionando como campo de clase el nombre científico de las especies, de tal manera que se eliminan las observaciones duplicadas de una misma especie dentro de cada cuadrícula.

El proceso se realizó dos veces, en una primera fase se obtuvo la riqueza en especies rupícolas especialistas y posteriormente se calculó la riqueza de especies rupícolas total (incluyendo todos los registros desde los de rupícolas accidentales a los de rupícolas especialistas). A partir de la riqueza de especies rupícolas, se calculó el porcentaje de plantas rupícolas contenidas en cada cuadrícula:

$$\% \text{ Plantas rupícolas} = \frac{\text{Riqueza taxa}}{\text{Taxa rupícolas totales}} * 100$$

Siendo 1.116 el número de taxones rupícolas totales, como se ha indicado anteriormente. Las cuadrículas con un porcentaje de especies rupícolas igual o superior al 10 % se seleccionaron como áreas prioritarias para la conservación de flora rupícola.

Para la aplicación del segundo criterio, se seleccionaron aquellas cuadrículas 5 x 5 km que contenían registros de presencia de plantas con una categoría de amenaza UICN en España de En Peligro Crítico (CR) o En Peligro (EN) (**Tabla 1**), mediante la herramienta “seleccionar por localización”.

Tabla 1. Plantas rupícolas amenazadas (categorías UICN EN y/o CR) en España.

Especies EN	Nº registros	Especies CR	Nº registros
<i>Androsace cantabrica</i>	95	<i>Allium rouyi</i>	110
<i>Antirrhinum pertegasii</i> *	302	<i>Anthemis secundiramea</i>	1
<i>Antirrhinum subbaeticum</i> *	42	<i>Anthyllis rupestris</i>	56
<i>Aquilegia pyrenaica cazorlensis</i>	62	<i>Aquilegia vulgaris pau</i>	41
<i>Armeria colorata</i>	63	<i>Artemisia granatensis</i>	130
<i>Armeria humilis humilis</i>	24	<i>Brimeura duvigneaudii duvigneaudii</i> *	3
<i>Centaurea borjae</i>	20	<i>Centaurea genesii-lopezii</i>	25
<i>Ceratocapnos heterocarpa</i>	78	<i>Centaurea saxifraga</i> *	15
<i>Coincya longirostra</i>	225	<i>Cephalaria squamiflora mediterranea</i>	1
<i>Culcita macrocarpa</i>	297	<i>Coincya rupestris rupestris</i> *	46
<i>Daphne alpina</i>	55	<i>Cymbalaria fragilis</i> *	27
<i>Dracocephalum austriacum</i>	36	<i>Dryopteris tyrrhena</i>	66
<i>Erigeron frigidus</i>	165	<i>Erodium astragaloides</i>	39
<i>Erodium paularense</i>	72	<i>Erodium maritimum</i>	8
<i>Fumana lacidulemiensis</i>	25	<i>Erodium tordylioides</i>	49
<i>Galium pulvinatum</i>	18	<i>Euphorbia margalidiana</i>	6
<i>Hippocrepis grosii</i>	16	<i>Geranium cazorlense</i>	30
<i>Hormathophylla reverchonii</i> *	27	<i>Geranium dolomiticum</i>	37
<i>Linaria polygalifolia aguillonensis</i>	34	<i>Hieracium recoderi</i> *	27
<i>Papaver rupifragum</i>	59	<i>Hippocrepis prostrata</i>	11
<i>Polycarpon polycarpoides herniarioides</i> *	31	<i>Hippocrepis tavera-mendozae</i> *	12
<i>Rhodanthemum arundanum</i>	110	<i>Jurinea fontqueri</i>	30
<i>Rumex rupestris</i>	54	<i>Pellaea calomelanos</i> *	62
<i>Rupicapnos africana</i> *	47	<i>Pseudomisopates rivas-martinezii</i>	51
<i>Saxifraga bitermata</i> *	73	<i>Psilotum nudum</i> *	64
<i>Seseli farrenyi</i>	9	<i>Reseda alba hookeri</i>	4
<i>Seseli intricatum</i>	805	<i>Silene marizii</i>	34
<i>Silene fernandezii</i>	54	<i>Sonchus pustulatus</i> *	8
<i>Silene hifacensis</i> *	82	<i>Teucrium bracteatum</i>	18
		<i>Teucrium oxylepis</i>	137
		<i>Vella castrilensis</i>	19

Nota: Se marcan con un * las especies rupícolas especialistas (Índice de afinidad por roquedos ≥ 4).

Por lo tanto, una cuadrícula (5 x 5 km) determinada fue seleccionada como prioritaria para la conservación de plantas rupícolas si cumplía alguno de los dos criterios evaluados: albergar un porcentaje de especies rupícolas superior al 10 % o contener alguna especie con categoría CR y/o EN. Los resultados muestran si son prioritarias por cumplir alguno de estos criterios o ambos.

5.5. Modelado de impulsores ambientales de la riqueza de plantas rupícolas

Para la realización de este apartado del TFM se han utilizado variables ambientales cuyos datos estaban disponibles en bases de datos de acceso libre. En total, han sido incluidos 7 impulsores ambientales.

Por un lado, se han obtenido datos de la elevación y de 19 variables bioclimáticas disponibles en la base de datos de WorldClim, versión 2.1 (años 1970-2000), con una resolución espacial de 30

arco segundos ($\sim 1 \text{ km}^2$) (Fick & Hijmans, 2017). De entre las 19 variables bioclimáticas, han sido seleccionadas cinco: temperatura media anual (BIO1), las temperaturas máximas y mínimas del mes más cálido y más frío, respectivamente (BIO5, BIO6), la precipitación anual (BIO13) y la precipitación de la estación más seca (BIO17) (Fois et al., 2017).

Por otro lado, se ha utilizado la litología, cuya capa de polígonos está disponible en la web datos.gob.es (IGME, 2009). Para tratar esta capa se han reclasificado las categorías originales de la variable “LITOLOGIA” según lo indicado en la **Tabla 2**, utilizando para ello la calculadora de campos de QGIS (**ANEXO I, Fig. 1**).

Tabla 2. Reclasificación de las diferentes categorías de la litología.

Reclasificación	Categoría original
Calizas, conglomerados y otros	Calizas detríticas, calcarenitas, margas, arcillas y calizas Calizas, dolomías y margas. Areniscas y conglomerados Dolomías, calizas y margas. Areniscas
Areniscas, conglomerados y otros	Areniscas, conglomerados, arcillas; calizas y evaporitas Areniscas, pizarras y calizas Conglomerados, areniscas y lutitas Conglomerados, areniscas, arcillas y calizas. Evaporitas Conglomerados, areniscas, calizas, yesos y arcillas versicolores Conglomerados, areniscas, pizarras y calizas. Carbón
Cuarcitas, esquistos, pizarras, conglomerados y otros	Cuarcitas, pizarras, areniscas y calizas Pizarras, grauwackas, cuarcitas y conglomerados Micaesquistos, filitas, areniscas, mármoles, calizas, dolomías y margas
Granito, gneis y otros	Granitoides de dos micas Otros granitoides Migmatitas, mármoles y granitoides indiferenciados Gneisses
Serpentinas y peridotitas	Serpentinitas y peridotitas. Rocas básicas y ultrabásicas
Vulcanitas y rocas volcanoclásticas	Vulcanitas y rocas volcanoclásticas

Para analizar como estos impulsores ambientales afectan a la riqueza de taxones rupícolas, se calculó de nuevo la riqueza de taxones rupícolas especialistas y rupícolas totales en una malla terrestre de $1 \times 1 \text{ km}^2$ (disponible en MITECO, 2018) del mismo modo en el apartado anterior. Se extrajo el centroide de estas cuadrículas con los valores de riqueza de plantas rupícolas y se realizó mediante QGIS una “muestra de valores ráster” para añadir los datos de elevación y de las variables bioclimáticas y una “intersección” para añadir los datos litológicos.

El análisis estadístico para estudiar cómo se relaciona la riqueza de taxones rupícolas con los impulsores ambientales indicados fue llevado a cabo en el *software* R (versión 4.3.2, R Core Team, 2023). Se estudió su efecto tanto sobre la riqueza de rupícolas especialistas como sobre la riqueza de rupícolas totales. Los datos fueron ajustados a un GLM (*Generalized Linear Model*) con una distribución de Poisson y una función de enlace logarítmica (*(glm, family = poisson(link = "log"))*). Sobre este GLM, se ha hecho una selección de modelos por pasos según el criterio de

información de Akaike, usando la función *stepAIC* de la librería “MASS” (Venables & Ripley, 2002).

Después, para determinar las diferencias en la riqueza de taxones rupícolas (especialistas y totales) entre los diferentes tipos de litología, se llevó a cabo otro GLM con una distribución de Poisson y una función de enlace logarítmica en el que la litología se tuvo en cuenta como un factor cuyos niveles son las categorías reclasificadas (**Tabla 2**). Posteriormente, se llevó a cabo un test post hoc de Tukey para determinar las diferencias de la riqueza entre cada uno de los tipos de litología, con la función *glht* de la librería “multcomp” (Hothorn et al., 2008).

Para la elaboración de los gráficos, se ha utilizado la librería “ggplot2” (Wickham, 2016).

5.6. Identificación de potenciales conflictos para la conservación

Se ha evaluado cuáles de las áreas prioritarias para la conservación de la flora rupícola entran dentro de ENPs o de PPNN de montaña. Para ello, se ha utilizado la herramienta de “selección por localización” para determinar los centroides de las cuadrículas prioritarias situados dentro de estos espacios. También se ha utilizado esta herramienta para determinar qué taxones rupícolas están representados dentro de los PPNN de montaña y, por otro lado, aquellos cuya área distribución se encuentra totalmente fuera de ENPs. Las capas de polígonos de los PPNN y los ENPs se han descargado de la web del MITECO (2023b, 2024). En cuanto a los PPNN de montaña, se creó una zona de influencia (*buffer*) de 1 km para compensar la posible baja precisión de los datos de presencia de especies obtenidos de GBIF.

Para conocer en qué zonas se practica la escalada se ha utilizado una base de datos elaborada por deCastro-Arrazola (2021) a partir de literatura de específica de escalada (Martos, 2018) en la que se incluyen la localización de las escuelas de escalada (o el parking, en su defecto), la popularidad (puntuada entre 1 y 6, donde 6 es la máxima popularidad), el número de vías y el estilo de escalada (deportiva, clásica, bloque) para todas las zonas de escalada disponibles en España. En esta base de datos se identificaron un total de 1.256 escuelas de escalada en la España, de las cuales 1.164 estaban localizadas dentro de la zona de estudio (**ANEXO I, Fig. 2**).

A partir de estos datos, y de su intersección con las cuadrículas de 5 x 5 km previamente identificadas como de interés para la flora rupícola, se señalaron áreas donde potencialmente podrían establecerse conflictos entre la conservación de la flora rupícola y la escalada. De manera conservadora, fueron tenidos en cuenta los valores máximos de popularidad de escalada para las cuadrículas que contienen más de una escuela, utilizando las funciones *aggregate* y *max* del cuadro de diálogo de selección por valores en QGIS.

El riesgo potencial de conflicto entre conservación y escalada se intensifica si las cuadrículas prioritarias para la conservación de flora rupícola en las que se practica la escalada se sitúan fuera de áreas protegidas. Para identificar estos casos, se detectaron las cuadrículas con conflicto potencial cuyo centroide se ubicaba fuera de ENPs.

6. Resultados

6.1. Áreas prioritarias para la conservación de flora rupícola

Se han identificado 7.952 cuadrículas 5 x 5 km con al menos 1 taxón rupícola especialista, siendo 36 el número máximo de taxones especialistas identificados en una sola cuadrícula (**Fig. 3A**). Las cuadrículas más ricas en taxones rupícolas se encontraron concentradas en diferentes áreas: en el norte de la Península Ibérica, tanto en la Cordillera Cantábrica como especialmente en los Pirineos (donde encontramos las cuadrículas con mayor riqueza de rupícolas especialistas, entre 33 y 36 en algunas de ellas); en dos áreas al este de la Península (al norte de la provincia de Alicante en las Sierras de Aitana y de Mariola, donde encontramos dos cuadrículas con 27 y 28 taxones rupícolas especialistas; y cerca de la desembocadura del río Ebro en el Parque Natural de Els Ports, donde hay dos cuadrículas con 28 taxones rupícolas) y en el norte de Mallorca en la Sierra de Tramontana (donde la cuadrícula con mayor riqueza contiene 27 taxones rupícolas); aunque encontramos también dos cuadrículas con una riqueza superior a 31 especies en el sureste de la Península, en Sierra Nevada (**Fig. 3A**). Por otro lado, en la mayoría de la superficie estudiada, sobre todo en el centro y la parte occidental de la Península Ibérica, no hubo registros de ningún dato de presencia de taxones rupícolas especialistas (aproximadamente 331.350 km², 62,5 % de la zona de estudio), o bien el número de taxones resultó ser muy bajo, con una riqueza entre 1 y 6 (aprox. 159.000 km², 6.360 de las 7.952 cuadrículas en las que se registró la presencia de plantas rupícolas especialistas).

La distribución de la riqueza de todas las plantas rupícolas (desde especialistas a accidentales) siguió un patrón similar al de rupícolas especialistas (**Fig. 3B**). Se identificaron 230 cuadrículas que presentan un porcentaje de riqueza de plantas rupícolas total igual o superior al 10 %, siendo por tanto prioritarias para la conservación, incluso encontrando que en 30 de estas cuadrículas el porcentaje de riqueza de rupícolas es superior al 15 %. La cuadrícula que más especies rupícolas contuvo se encuentra en Sierra Nevada, con un total de 238, seguida de una en la Cordillera Costero-Catalana con 212 taxones, de varias con más de 200 especies en los Pirineos y de otra cuadrícula en Sierra Nevada con 200. Por otro lado, el 97,1 % de las cuadrículas identificadas como áreas que contienen roquedos presentaron un bajo porcentaje de riqueza de especies (entre 0 y 10 %). (**Fig. 3C**).

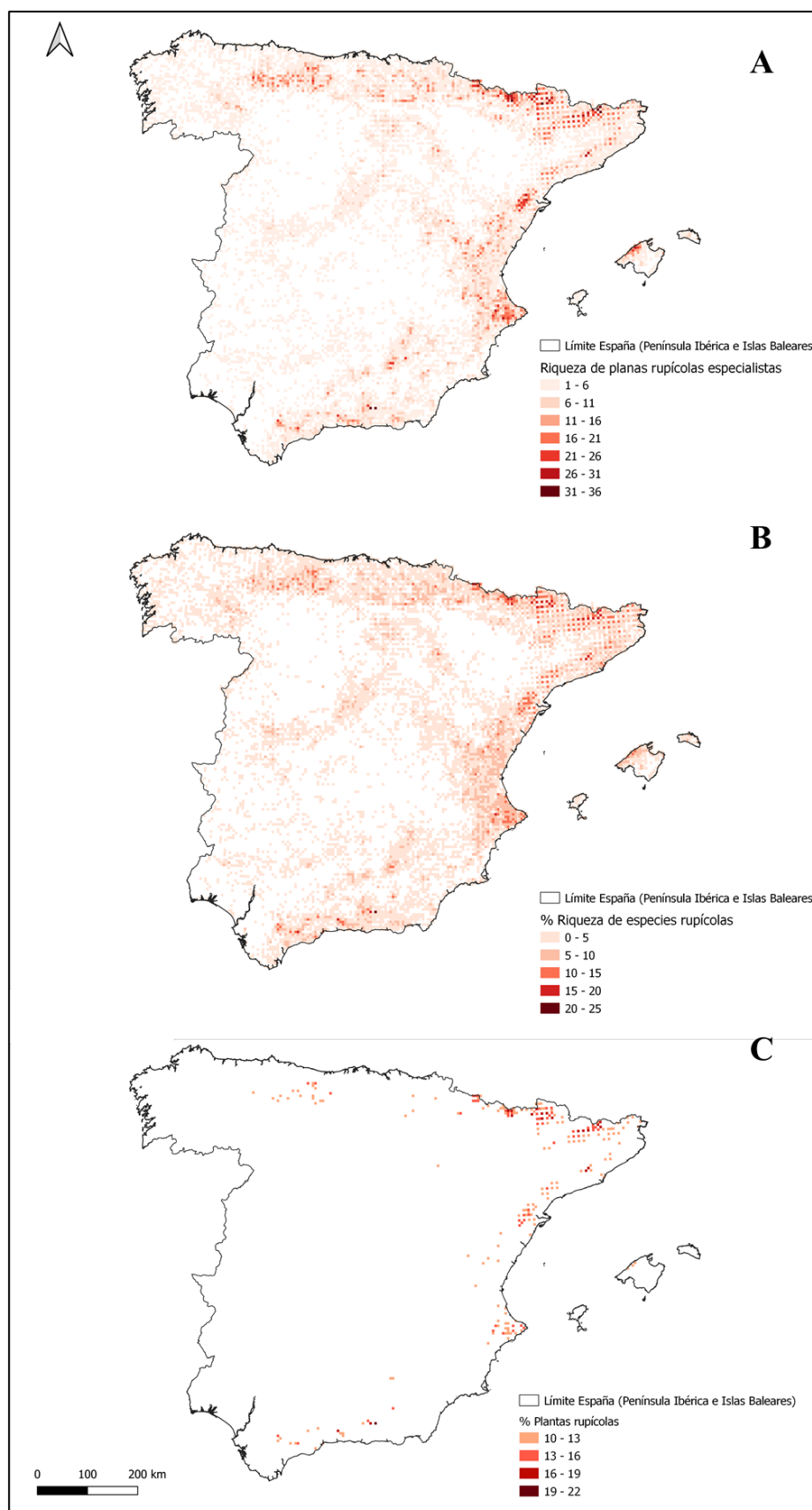


Figura 3. Distribución espacial en una malla terrestre de 5 x 5 km de España (Península Ibérica e Islas Baleares) de (A) la riqueza de especies de la flora rupícola especialista; y (B) del porcentaje de riqueza de especies rupícolas totales. C: Áreas prioritarias para la conservación de flora rupícola por contener una riqueza de taxones rupícolas superior al 10 %.

Por otro lado, se identificaron 747 cuadrículas de 5 x 5 km prioritarias por la conservación por albergar especies amenazadas CR o EN (**Tabla 2**), de las cuales 326 contuvieron especies CR, 488 especies EN y 67 especies de ambas categorías. Se concentran principalmente en la mitad sur de la Península, aunque se observan también varias cuadrículas dispersas por el interior y algunas zonas donde se concentran especialmente, como por ejemplo en el Sistema Central (especies CR), cerca de la desembocadura del Ebro en el Parque Natural de Els Ports (presencia de especies CR y EN), en la Cordillera Cantábrica dentro y alrededor del PN Picos de Europa y en la costa norte de Galicia (especies EN). En cuanto a Baleares, destaca la presencia de especies amenazadas en Ibiza (sobre todo especies EN) y en Menorca, donde hay varias zonas que contienen especies CR (**Fig. 4**).

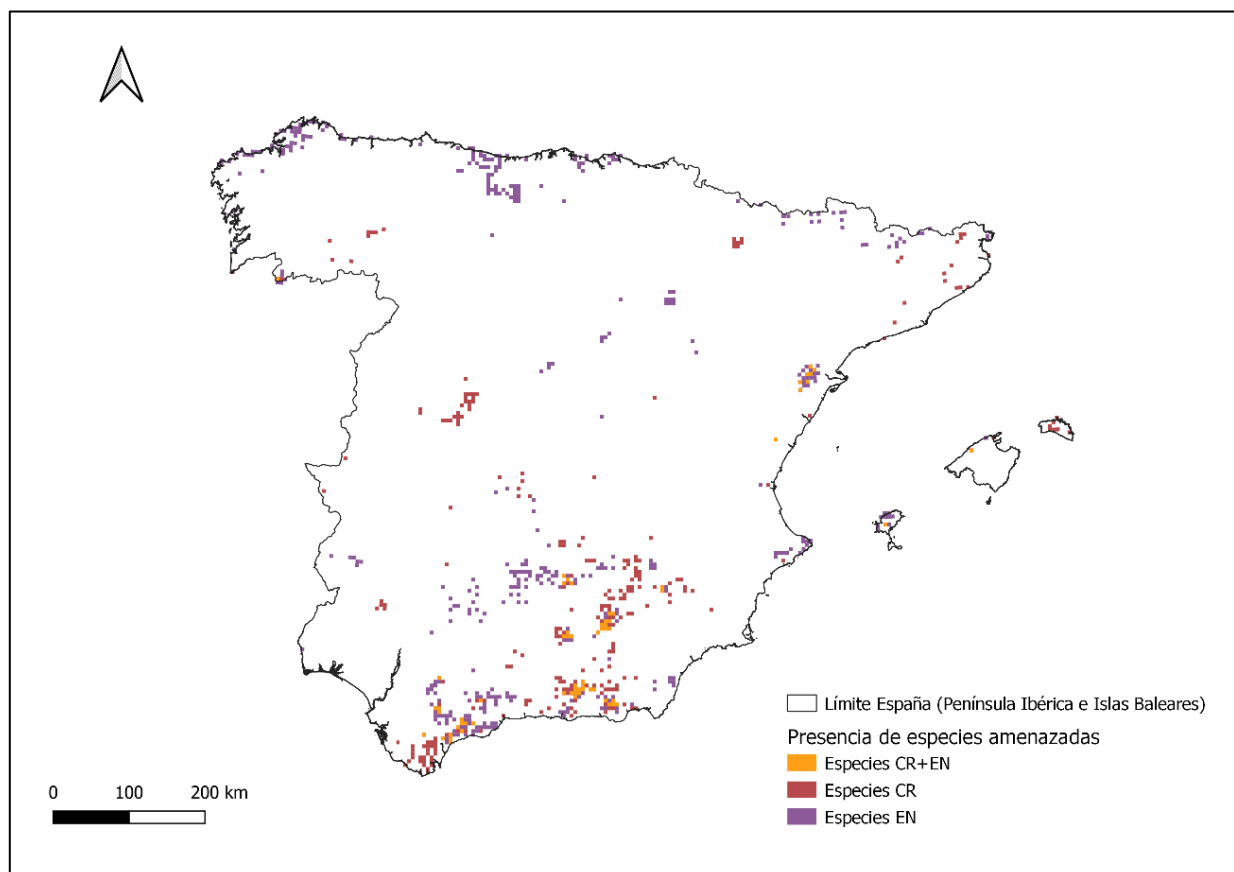


Figura 4. Áreas prioritarias para la conservación atendiendo al criterio de presencia de especies altamente amenazadas (categoría UICN de CR y/o EN) en cuadrículas de una malla terrestre de 5 x 5 km de España (Península Ibérica e Islas Baleares).

Por lo tanto, considerando los dos criterios seleccionados para la identificación de áreas prioritarias para la flora rupícola (contener una riqueza de especies superior al 10 % o alguna especie con una categoría de amenaza EN o CR), fueron determinadas un total de 912 cuadrículas prioritarias para la conservación de la flora rupícola, de las cuales 68 cumplen simultáneamente ambas condiciones (**Fig. 8**).

6.2. Impulsores ambientales de la riqueza de plantas rupícolas

Los GLM construidos mostraron que la elevación y todas las variables bioclimáticas incluidas influyen de manera significativa ($p < 0,05$) tanto sobre la riqueza de plantas rupícolas totales ($R^2 = 0,632$) como sobre la riqueza de plantas rupícolas especialistas ($R^2 = 0,131$). Por otro lado, no ha sido encontrada una influencia significativa en algunos tipos de litología (areniscas, granitos y vulcanitas) sobre la riqueza de plantas rupícolas especialistas (**Tabla 3**).

La elevación, la precipitación de la estación seca (BIO17) y las litologías de areniscas, calizas y cuarcitas influyen de manera positiva sobre la riqueza de plantas rupícolas totales y especialistas (*Incidence Rate Ratio* > 1), mientras que la temperatura anual media (BIO1), la temperatura máxima del mes cálido (BIO5), la temperatura mínima del mes frío (BIO6), la precipitación anual (BIO12) y las litologías de granitos, serpentinas y vulcanitas influyen de manera negativa sobre las dos riquezas de plantas rupícolas (*Incidence Rate Ratio* < 1) (**Tabla 3**, **Figs. 5 y 6**).

Tabla 3. Resultados de los GLM con selección de modelos por AIC de cómo la riqueza de plantas rupícolas totales y especialistas está influenciada por diferentes variables ambientales: elevación, temperatura anual media (BIO1), temperatura máxima del mes cálido (BIO5), temperatura mínima del mes frío (BIO6), precipitación anual (BIO12), precipitación de la estación seca (BIO17) y diferentes categorías de litología (Areniscas, Calizas y Granitos).

<i>Predictores</i>	Riqueza plantas rupícolas totales		Riqueza plantas rupícolas especialistas	
	<i>Incidence Rate Ratios</i>	<i>p</i>	<i>Incidence Rate Ratios</i>	<i>p</i>
Elevación	1.0007	<0.001	1.0005	<0.001
BIO1	2.0825	<0.001	1.2719	<0.001
BIO5	0.7414	<0.001	0.9096	<0.001
BIO6	0.6504	<0.001	0.8678	<0.001
BIO12	0.9997	<0.001	0.9998	<0.001
BIO17	1.0010	<0.001	1.0016	<0.001
Areniscas	5.3415	<0.001	1.0623	0.616
Calizas	1.1836	<0.001	1.1540	<0.001
Cuarcitas	1.2930	<0.001	1.2844	<0.001
Granitos	0.9809	0.040	0.9713	0.210
Serpentinas	0.9412	<0.001	0.8208	<0.001
Vulcanitas	0.9050	<0.001	0.9755	0.617
Observaciones	25854		25854	
R ² Nagelkerke	0.633		0.131	

Nota: Se marca en negrita el valor *p* de las variables que influyen de manera significativa sobre la riqueza de taxones rupícolas ($p < 0,05$).

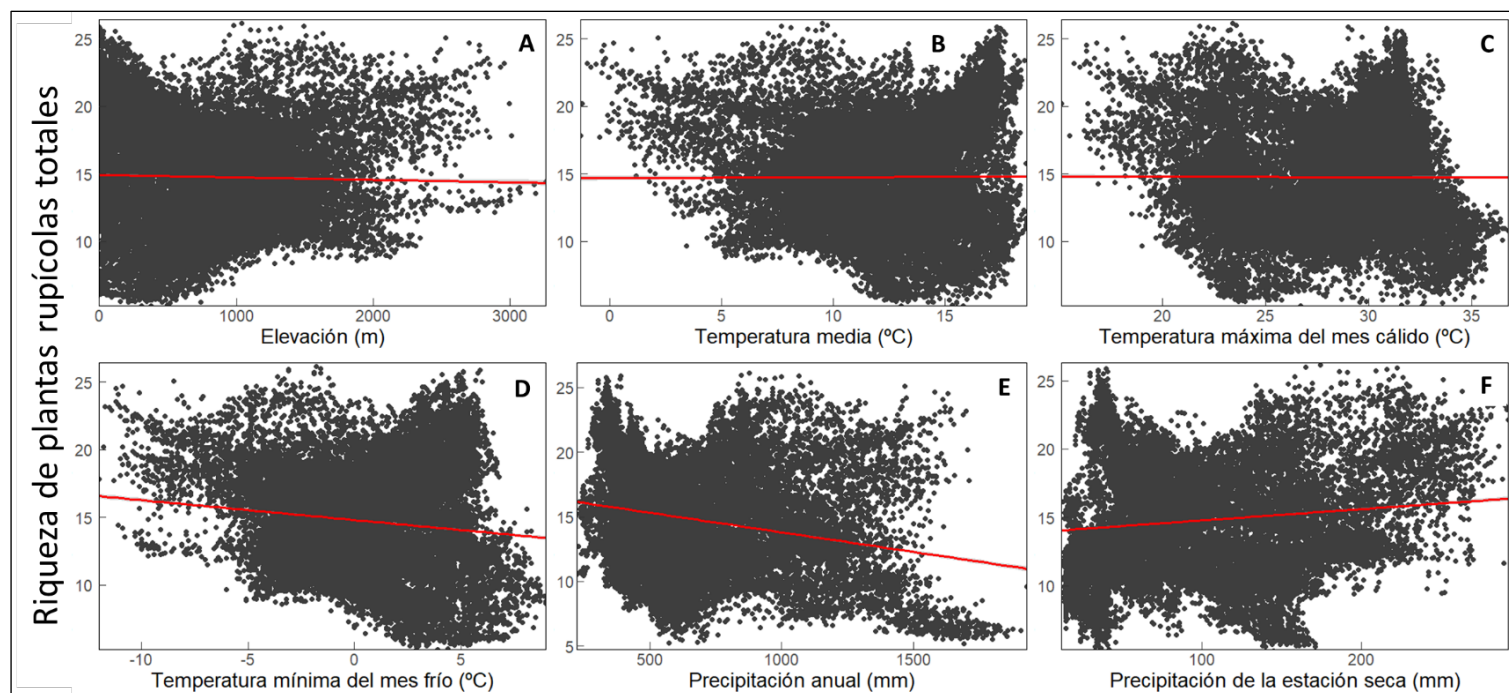


Figura 5. Influencia de la elevación (A), la temperatura media (B), la temperatura máxima del mes cálido (C), la temperatura mínima del mes frío (D), la precipitación anual (E) y la precipitación en la estación seca (F) sobre la riqueza de las plantas rupícolas totales de la Península Ibérica y las Islas Baleares (GLM, $R^2 = 0,632$, $p < 0,05$).

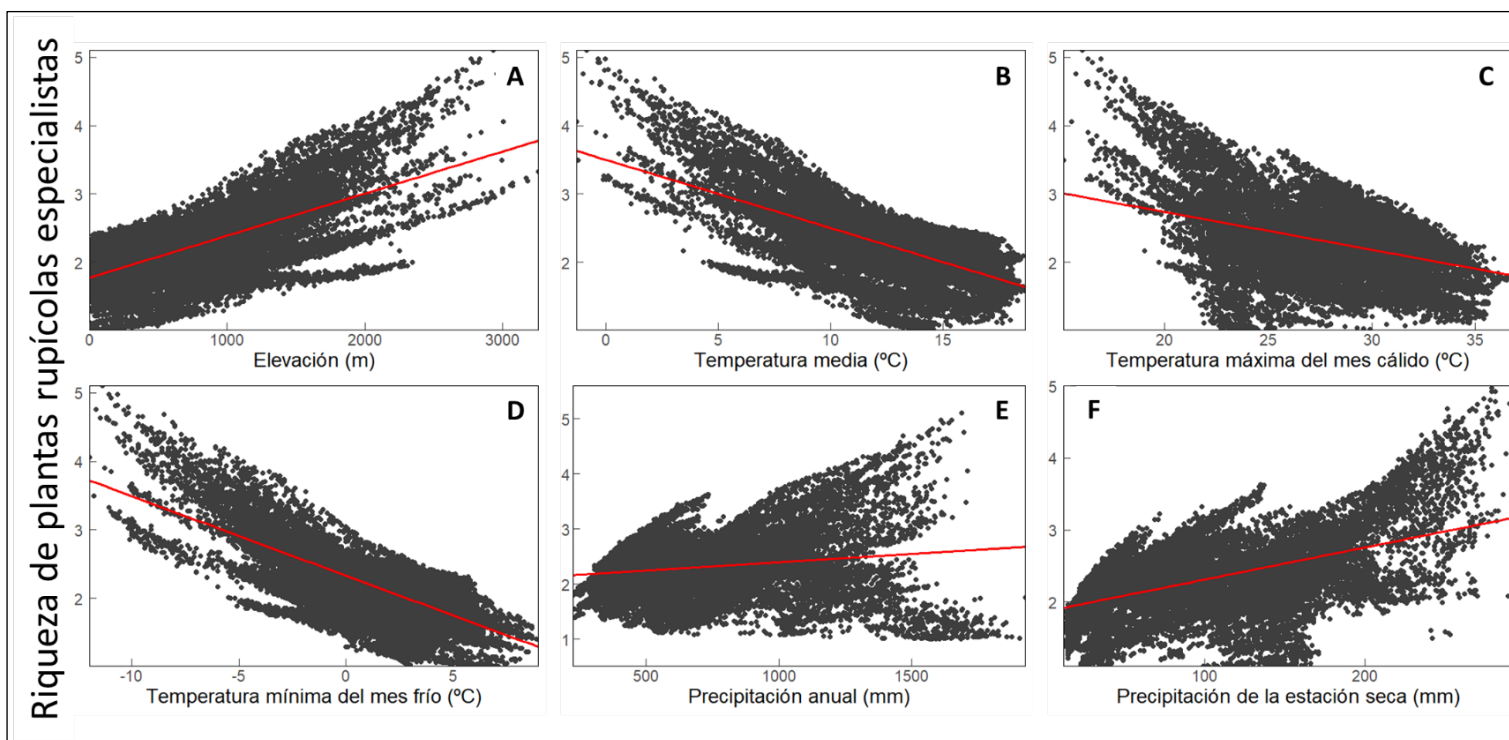


Figura 6. Influencia de la elevación (A), la temperatura media (B), la temperatura máxima del mes cálido (C), la temperatura mínima del mes frío (D), la precipitación anual (E) y la precipitación en la estación seca (F) sobre la riqueza de las plantas rupícolas especialistas de la Península Ibérica y las Islas Baleares (GLM, $R^2 = 0,131$, $p < 0,05$).

En cuanto a la litología, fueron encontradas diferencias significativas (GLM y Tukey, $p < 0,05$) en la riqueza de taxones rupícolas totales (**Fig. 7A, ANEXO 1: Tabla 2**) entre todas las categorías menos entre las serpentinas y las vulcanitas, siendo estas las categorías asociadas a niveles más bajos de riqueza. La mayor riqueza se da en los sustratos calizos, seguida de las areniscas, donde encontramos intervalos de confianza más amplios.

Atendiendo a la riqueza de plantas rupícolas especialistas (**Fig. 7B, ANEXO 1: Tabla 3**), se encontraron diferencias significativas (GLM y Tukey, $p < 0,05$) entre areniscas, calizas, cuarcitas y granitos, pero no entre cuarcitas y granitos con respecto a las serpentinas y vulcanitas. Son estas las categorías que presentan menor riqueza de rupícolas especialistas, y las calizas y areniscas son las categorías asociadas a los valores más altos riqueza.

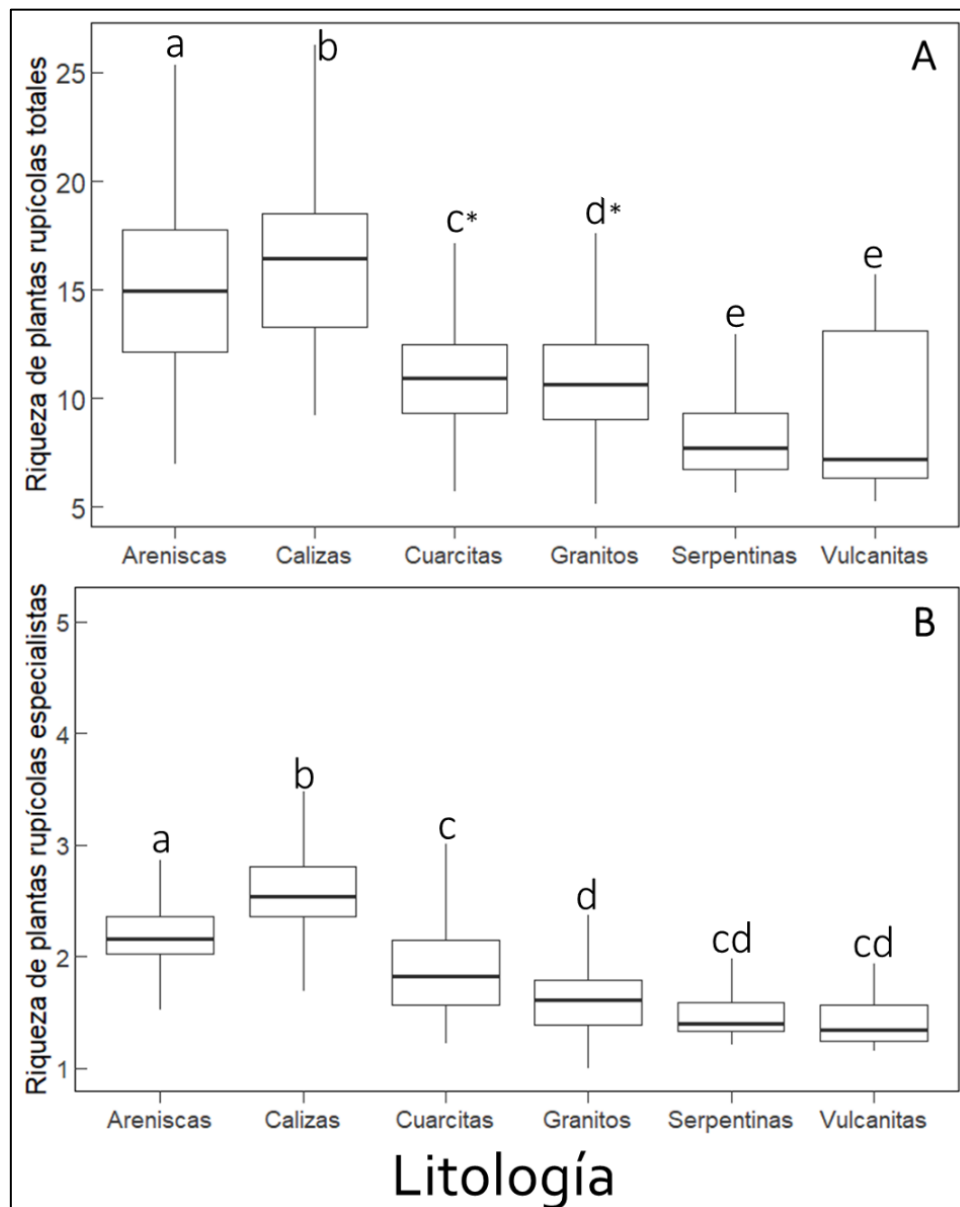


Figura 7. Diferencias entre la riqueza de taxones rupícolas totales (A) y especialistas (B) en seis tipos diferentes de litología: areniscas, calizas, cuarcitas, granitos, serpentinas y vulcanitas (GLM y Tukey, $p < 0,05$). Se indica con letras (a, b, c...) distintas las diferencias significativas entre las diferentes categorías de litología.

6.3. Potenciales conflictos para la conservación de flora rupícola

De las 912 cuadrículas prioritarias para la conservación de la flora rupícola, 61 (6,7 %) se encuentran dentro de los PPNN de montaña (26 en Sierra Nevada, 12 en Picos de Europa, 11 Sierra de las Nieves, 9 en Ordesa y Monte Perdido y 3 en Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, sin haber ninguna en el PN de la Sierra de Guadarrama); y 378 (41,4 %) dentro de la red de ENPs, quedando un total de 534 (58,6 %) cuadrículas prioritarias fuera de áreas protegidas (**Fig. 8 y 9**).

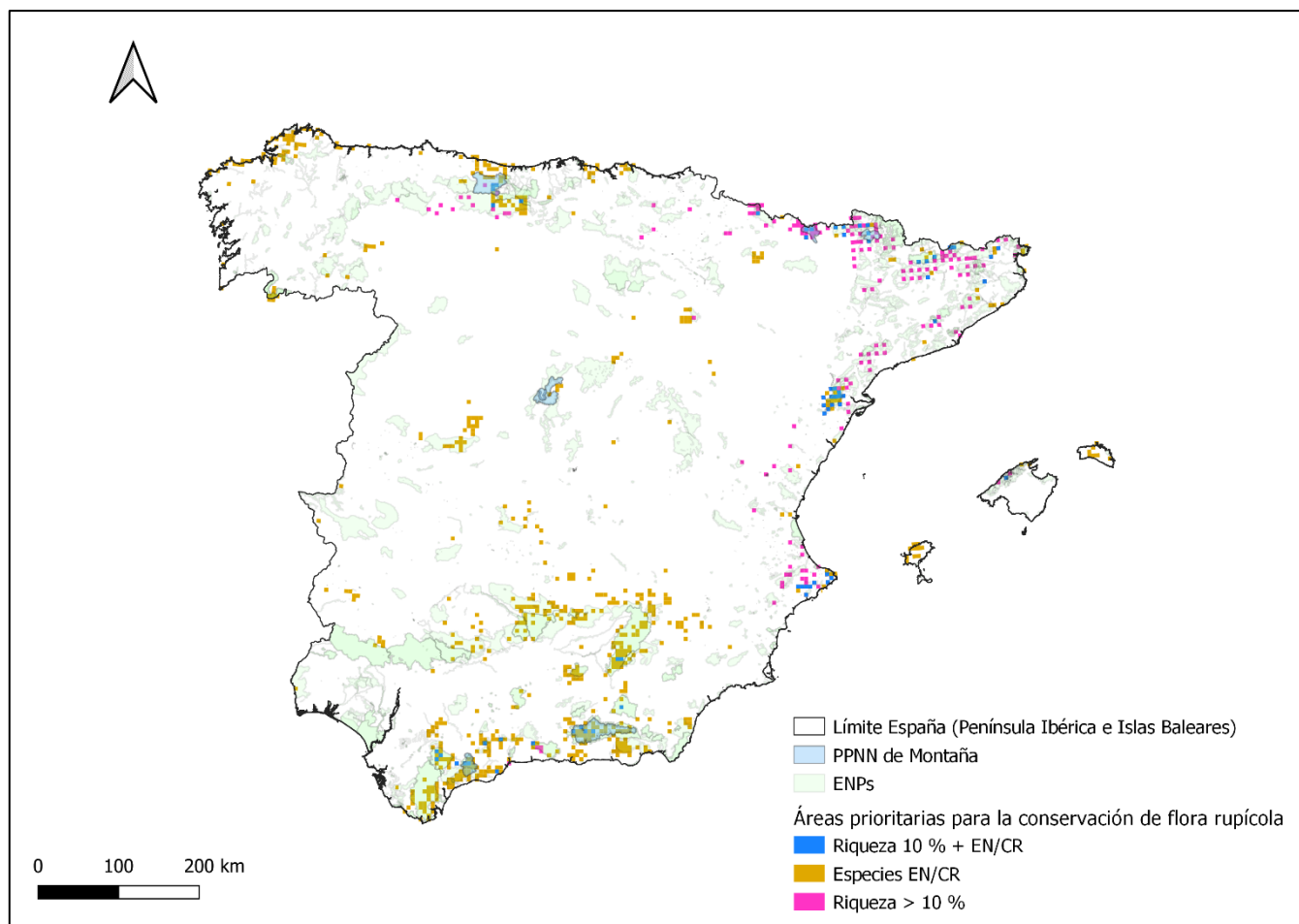


Figura 8. Distribución de las áreas prioritarias para la conservación de la flora rupícola en España por su alto contenido de taxones rupícolas (Riqueza de especies > 10 %) y/o a la presencia de especies altamente amenazadas (Categoría UICN en España CR y/o EN) y su posición con respecto a la red de ENPs y los PPNN de montaña.

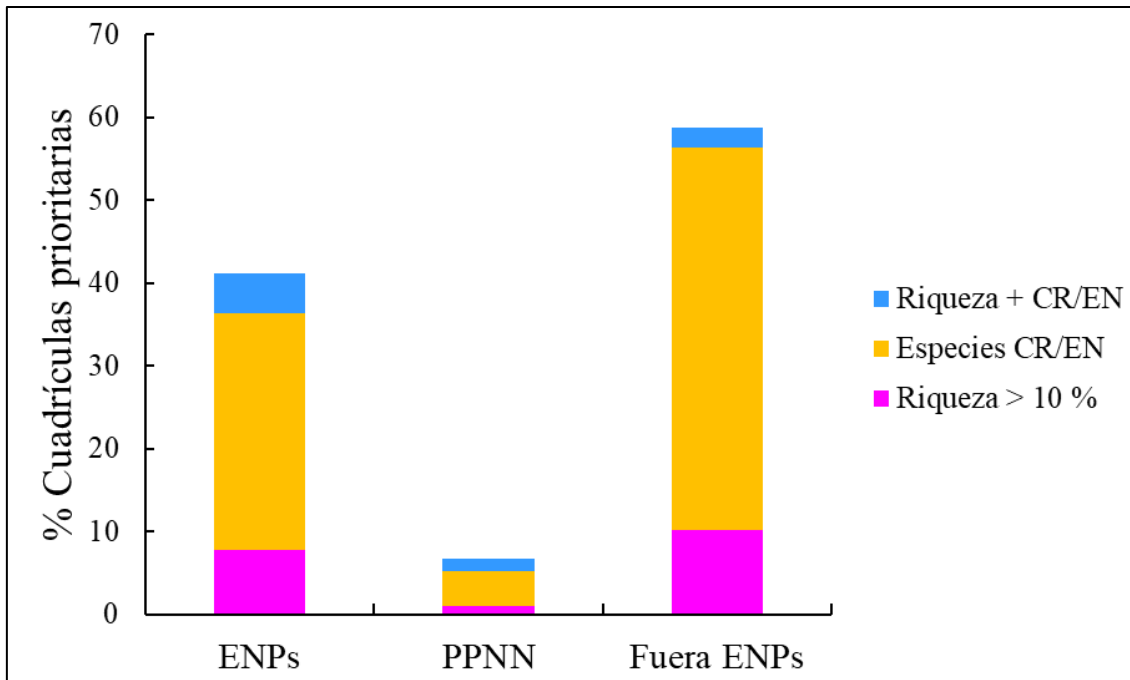


Figura 9. Porcentaje y tipología de las cuadrículas prioritarias para la conservación de la flora rupícola cubiertas por la red de ENPs y de PPNN de montaña. *Nota:* el porcentaje de áreas cubierto por los PPNN se incluye también en la cobertura de ENPs.

En cuanto a las áreas prioritarias contenidas en PPNN, fueron encontradas cuadrículas prioritarias para la conservación debido a la presencia de taxones rupícolas amenazados (CR/EN) en la mayor parte de la superficie de Sierra Nevada y Sierra de las Nieves, además de incluir 4 y 2 cuadrículas, respectivamente, que también albergan una riqueza de plantas rupícolas superior al 10 % (**Fig. 10A y 10B**). Asimismo, los PPNN de Ordesa y Monte Perdido y de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici albergan múltiples áreas prioritarias que incluyen una riqueza en taxones rupícolas superior al 10 %, además de contener especies amenazadas en 2 y 1 cuadrículas con taxones amenazados, respectivamente (**Fig. 10C y 10D**). El PN de Picos de Europa contiene varias cuadrículas que albergan especies amenazadas, además de 5 cuadrículas con una alta riqueza de especies (**Fig. 10E**). Por último, no fue identificada ninguna cuadrícula prioritaria dentro del PN de la Sierra de Guadarrama (**Fig. 10F**).

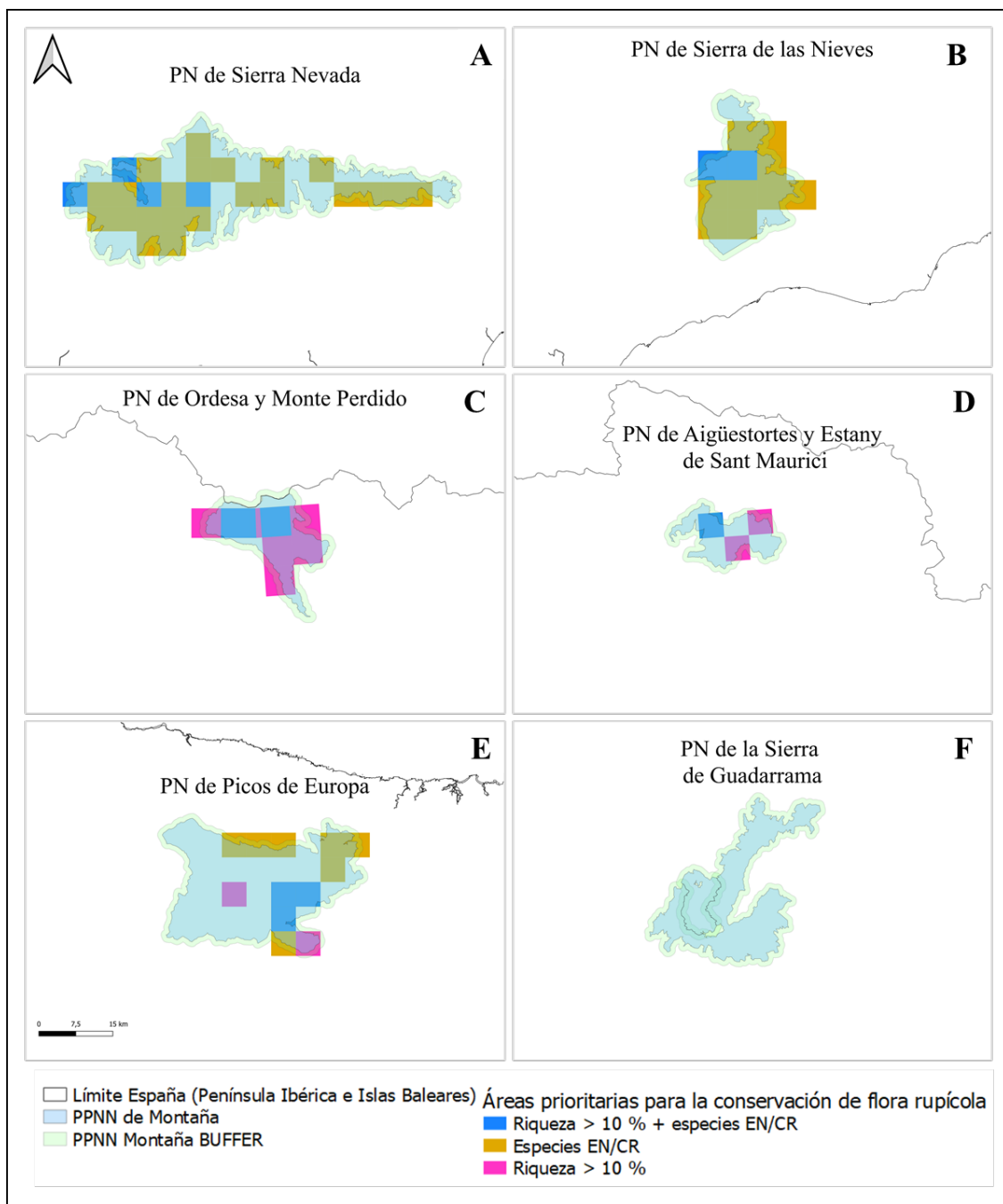


Figura 10. Áreas prioritarias para la conservación de la flora rupícola dentro de los PPNN de montaña.

Atendiendo a la diversidad de plantas rupícolas contenidas en los PPNN de montaña, en ellos se encontraron registros de presencia de 677 taxones rupícolas, de los cuales 103 son rupícolas especialistas, es decir, contienen un 60,7 % de la flora rupícola total y casi un 50 % de los taxones especialistas. Esta cifra asciende a 1.071 (96 %) taxones rupícolas totales y 195 especialistas dentro de los ENPs. Sin embargo, hay 45 taxones cuya distribución se encuentra completamente fuera de los ENPs, de los cuales 7 están catalogados como CR y otros 3 como EN por la UICN en España (**Tabla 4**).

Tabla 4. Taxones rupícolas fuera de espacios protegidos y sus categorías de amenaza UICN en España.

Especie	Categoría UICN (ES)
<i>Adenocarpus desertorum</i>	NT
<i>Alchemilla perspicua</i> *	NA
<i>Alchemilla santanderiensis</i>	DD
<i>Alchemilla spathulata</i> *	NA
<i>Allium ebusitanum</i>	VU
<i>Allium grosii</i>	NA
<i>Anthemis secundiramea</i>	CR
<i>Antirrhinum microphyllum</i> *	VU
<i>Antirrhinum subbaeticum</i> *	EN
<i>Armeria eriophylla</i>	NA
<i>Armeria euscadiensis</i>	NT
<i>Armeria sampaioi</i>	NA
<i>Armeria welwitschii</i>	NA
<i>Aster linosyris</i>	NA
<i>Brimeura duvigneaudii duvigneaudii</i> *	CR
<i>Calendula suffruticosa greuteri</i>	NA
<i>Calendula suffruticosa vejerensis</i>	NA
<i>Centaurea borjae</i>	EN
<i>Centaurea saxifraga</i> *	CR
<i>Cephalaria squamiflora mediterranea</i>	CR
<i>Cymbalaria fragilis</i> *	CR
<i>Dianthus cintranus barbatus</i>	NA
<i>Dianthus laricifolius caespitosifolius</i>	VU
<i>Dianthus rupicola rupicola</i> *	VU
<i>Echium rosulatum rosulatum</i>	NA
<i>Erodium maritimum</i>	CR
<i>Euphorbia margalidiana</i>	CR
<i>Galium friedrichii</i> *	NA
<i>Genista dorycnifolia</i>	NT
<i>Helictochloa crassifolia</i>	NA
<i>Herniaria algarvica</i>	NA
<i>Hippocrepis grosii</i>	EN
<i>Lactuca perennis perennis</i>	VU
<i>Leucanthemum corunnense</i>	NA
<i>Pteris cretica</i>	NA
<i>Rhamnus oleoides rivasgodayana</i>	NA
<i>Saxifraga cintrana</i> *	NA
<i>Serapias nurrica</i>	VU
<i>Sibthorpia peregrina</i>	NA
<i>Silene cintrana</i> *	NA
<i>Spergularia rupicola</i> *	NA
<i>Teucrium aureum aureum</i>	NA
<i>Teucrium montanum montanum</i>	NA
<i>Thymus richardii ebusitanus</i>	NA

Nota: Se marca con “*” las especies rupícolas especialistas (índice de afinidad a roquedos ≥ 4).

En cuanto a la escalada, se identificaron 185 escuelas ubicadas dentro de áreas prioritarias para la conservación de la flora rupícola, repartidas en 128 (14 %) cuadrículas diferentes (**Fig. 11**). Dentro de estas zonas sensibles, la práctica de la escalada y la popularidad destacan en el sur de la Península Ibérica, aunque es muy baja dentro del PN de Sierra Nevada y nula en el PN de Sierra de las Nieves. También destaca la popularidad en el norte de Ibiza, en la Cordillera Cantábrica (especialmente en 3 cuadrículas que se ubican dentro del PN de Picos de Europa) y en los Pirineos, resaltando una cuadrícula con muy alta popularidad (6) en el PN de Ordesa y Monte Perdido y otra cuadrícula con popularidad 4 en el PN de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, además de otra con la misma popularidad en sus proximidades.

De entre las zonas en las que se practica la escalada en roca y son al mismo tiempo prioritarias para la conservación de flora rupícola, fueron determinadas 55 cuadrículas situadas dentro de ENPs, de las cuales 9 están dentro de los PPNN de montaña o a 1 km de su límite (4 en Picos de Europa, 3 en Sierra Nevada, 1 en Ordesa y Monte Perdido y 1 Aigüestortes i Estany de Sant Maurici). De modo que 73 (57 %) de las cuadrículas prioritarias para la conservación de la flora rupícola en las que se practica la escalada (128) se encuentran fuera de ENPs (**Fig. 11**), concentrándose principalmente en el sur de la Península Ibérica, en el norte a lo largo de Pirineos y la Cordillera Cantábrica, y en Ibiza.

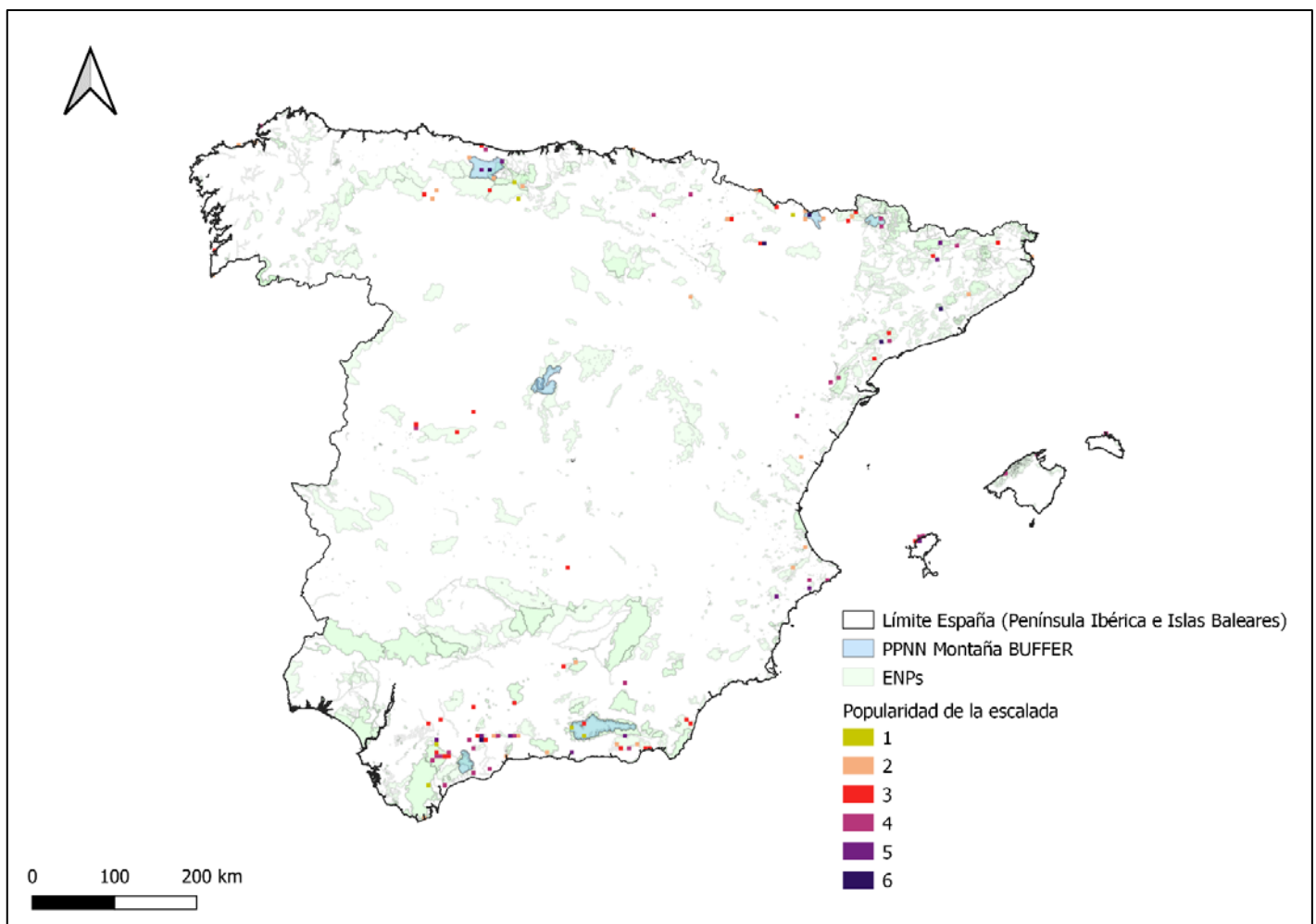


Figura 11. Cuadrículas de 5 x 5 km prioritarias para la conservación de la flora rupícola en las que se practica la escalada, indicando los diferentes niveles de popularidad y su posición con respecto a la red de ENPs y PPNN de montaña.

7. Discusión

Este trabajo consiste en el primer esfuerzo hasta la fecha para identificar las áreas prioritarias para la conservación de la flora rupícola en todo su conjunto en España (Península Ibérica e Islas Baleares) mediante una evaluación espacial de la riqueza de taxones rupícolas y de la distribución de taxones amenazados (categorías UICN EN y CR). A diferencia de deCastro-Arrazola et al. (2021), donde fueron considerados únicamente los taxones rupícolas especialistas amenazados y se puso el foco en la detección de áreas donde la escalada en roca pudiese tener efectos negativos sobre ellos, este estudio presenta un enfoque más amplio. Nuestro enfoque ha sido posible gracias al listado de plantas rupícolas de la Península Ibérica y las Islas Baleares elaborado por Lorite et al. (2023), que ha permitido la búsqueda de los datos de presencia de todos los taxones incluidos en él. Tras identificar las áreas prioritarias por su elevada riqueza de especies o por contener especies amenazadas, se ha evaluado la efectividad de los ENPs y los PPNN de montaña en la protección de la flora rupícola, que incluyen más del 40 % de las áreas prioritarias (7 % los PPNN) y más de un 95 % de los taxones rupícolas (60 % en los PPNN). También se han analizado los conflictos potenciales en áreas prioritarias con la escalada en roca utilizando la base de datos de escuelas de escalada de deCastro-Arrazola (2021), determinando que la mayoría de zonas en las que se realiza este deporte no coinciden con áreas prioritarias para la conservación, y que en casi un 40 % de las que coincide ocurre dentro de ENPs o PPNN, donde puede regularse. Además, se ha llevado a cabo un análisis para conocer como diferentes variables ambientales (bioclimáticas y geológicas), cuyos datos son de libre acceso y están disponibles en WorldClim y en datos.gob.es (Fick & Hijmans, 2017; IGME, 2009), influyen sobre la riqueza de plantas rupícolas. Los resultados de este análisis muestran mayores valores de riqueza en roquedos calizos, un efecto negativo de las temperaturas y positivo de las precipitaciones y la elevación, sobre todo en los taxones rupícolas especialistas.

7.1. Áreas prioritarias para la conservación de flora rupícola

A pesar de que los roquedos albergan una excepcional diversidad vegetal y se caracterizan por su alta integridad ecológica, no ocupan grandes superficies y constituyen un hábitat muy fragmentado (March-Salas et al., 2023b, Larson et al., 2000). Esto es consistente con que en la mayor parte de la zona de estudio no se haya detectado la presencia de especies rupícolas especialistas, ya que su hábitat es poco abundante. También es consistente con que la mayoría de cuadrículas donde hay presencia de estas especies, su riqueza sea muy baja, sobre todo en el interior de la Península donde no hay grandes relieves, pudiendo encontrarse sobre roquedos pequeños que no reúnen las características descritas del hábitat (**Fig. 3A**).

Aquellos roquedos con mayor diversidad de plantas rupícolas se han encontrado en grandes sistemas montañosos (Cordillera Cantábrica, Pirineos, Cordillera Costero-Catalana y el Sistema Bético, en la Península; y la Sierra de Tramontana, en Mallorca), ya que es aquí donde los roquedos están bien representados y albergan mayor número de endemismos (Aedo et al., 2017; Antonsson, 2012, **Fig. 3B**). También se han encontrado áreas con elevada riqueza de taxones rupícolas en sistemas montañosos de menor envergadura en los que también encontramos grandes roquedos, como en el Parque Natural de Els Ports (cerca de la desembocadura del Ebro), y en las montañas del norte de la provincia de Alicante, como la Sierra de Mariola y la Sierra de Aitana. Son por tanto en estas zonas donde se han identificado la

mayoría de áreas prioritarias para la conservación de flora rupícola por su elevada riqueza de especies (**Fig. 3C**).

Atendiendo a la distribución de especies rupícolas amenazadas dentro de las categorías UICN de EN y CR, los resultados obtenidos coinciden en su mayor parte con los resultados de deCastro-Arrazola et al. (2021, **Figs. 4 y 12**) en su análisis de la distribución de taxones rupícolas amenazados, donde fueron incluidos también los taxones clasificados en las categorías vulnerable (VU), casi amenazada (*Near Threatened*, NT) y con datos deficientes (*Deficient Data*, DD). Mayormente, los taxones amenazados se encuentran en la mitad sur de la Península Ibérica, principalmente en el Sistema Bético, donde han sido detectadas el mayor número de cuadrículas prioritarias que contienen especies CR y donde se encuentra la mayor riqueza de plantas rupícolas amenazadas (deCastro-Arrazola et al., 2021). También coinciden las zonas con taxones amenazados en el norte de la Península Ibérica (Picos de Europa, Pirineos y la Cordillera Costero-Catalana), aunque en este trabajo se hayan encontrado menos áreas con taxones amenazados. Del mismo modo ocurre en el Parque Natural de Els Ports y las Sierras de Aitana y Mariola al este de la Península, encontrando varias concentraciones de cuadrículas de especies EN y/o CR al tiempo que una riqueza de especies amenazadas relativamente elevada. En el interior de la Península, las cuadrículas con taxones amenazados coinciden en alguna región, como en el Sistema Central, pero el número de cuadrículas con especies amenazadas encontrado por deCastro-Arrazola et al. (2021) es mayor. En el noroeste de la Península, en las Rías Altas y Centrales de Galicia, fueron encontradas múltiples cuadrículas con especies EN, mientras que en deCastro-Arrazola et al. (2021) no aparecen registros de especies amenazadas. En cuanto a las Islas Baleares, tanto en Menorca como en Ibiza se han identificado cuadrículas con taxones amenazados en ambos estudios, sin embargo, en Mallorca tan solo se ha detectado una cuadrícula con taxones CR y EN mientras que deCastro-Arrazola et al. (2021) encontraron taxones amenazados a lo largo de toda la Sierra de Tramontana.

Las diferencias entre los resultados de ambos trabajos pueden deberse a que el listado de especies con el que se ha trabajado es diferente, ya que en deCastro-Arrazola et al. (2021) se utiliza un listado de 150 plantas rupícolas amenazadas en el que se incluyen más categorías de amenaza (categorías UICN CR, EN, VU, NT y DD frente a CR y EN), mientras que en este trabajo se utiliza la lista de Lorite et al. (2023) que contiene todas las especies rupícolas (generalistas y especialistas, amenazadas y no amenazadas) de *Flora iberica* (Castroviejo, 1986-2019). Otro motivo para que pueda haber diferencias en los resultados es la ejecución del filtrado de datos de presencia de especies con el paquete “CoordinateCleaner” (Zizka et al., 2019), donde existe la posibilidad de que se hayan eliminado todos los registros, sobre todo si eran pocos y ofuscados, de algún taxón amenazado. Esto podría deberse a que en ocasiones la georreferenciación de poblaciones de especies amenazadas, especialmente en especies vegetales, es generalizada para no indicar exactamente su posición y protegerlas de usuarios que puedan hacer uso mal uso de esta información sensible (Chapman, 2007).

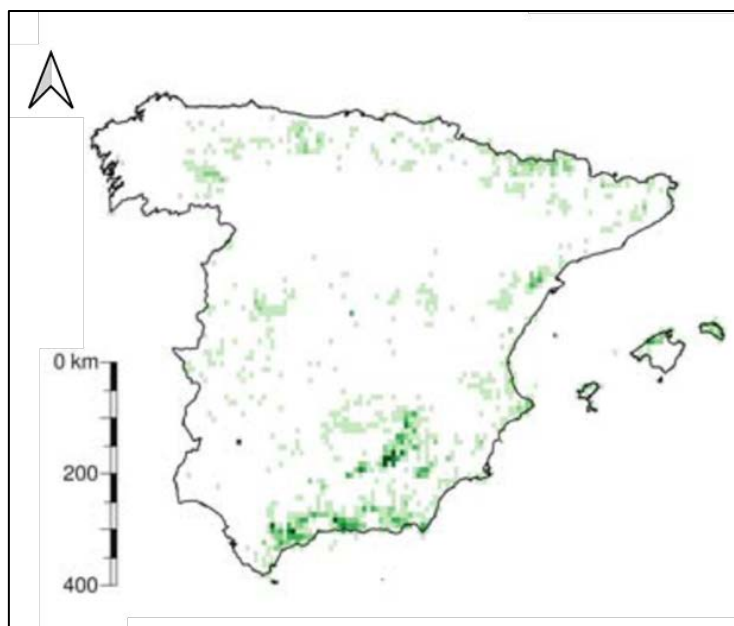


Figura 12. Distribución espacial de la riqueza de plantas rupícolas amenazadas en una malla de 10 x 10 km (deCastro-Arrazola et al. 2021). A mayor oscuridad del verde de las cuadrículas, mayor es la riqueza de especies.

7.2. Impulsores ambientales de la riqueza de plantas rupícolas

Se ha modelado cómo diferentes factores ambientales afectan a la riqueza de plantas rupícolas totales y especialistas. Fue observado que la elevación, a pesar de ser significativa, no influye de manera clara sobre la riqueza de plantas rupícolas totales, lo que puede deberse al gran número de cuadrículas con bajas altitudes y al amplio rango de riquezas que contienen. Sanders & Rahbek (2012) y Nogué et al. (2013) señalan que la riqueza de especies, teniendo en cuenta la biodiversidad total, se reduce de medias a altas altitudes (a partir de 1.500 m s.n.m), lo que puede explicar que, aunque los valores más altos de riqueza se den en grandes picos (Veleta, Mulhacén, Aneto y Monte Perdido), no se aprecie una tendencia clara y por tanto sean valores excepcionales. Por otro lado, múltiples estudios (p. ej., Fois et al., 2017, Aedo et al., 2017, Lobo et al., 2001, Coals et al., 2018, Cañadas et al., 2014; Essl et al., 2009; Steinbauer et al., 2012) han determinado la importancia del efecto de la elevación sobre la riqueza de endemismos vegetales, relacionando los altos valores de riqueza con las mayores altitudes, siendo uno de los principales condicionantes de la biodiversidad. Esto explicaría el aumento de la riqueza de plantas rupícolas especialistas a mayores altitudes, dado que son frecuentemente especies raras presentes pocas localidades, habitualmente en grandes roquedos de alta montaña, que actúan como centros de especiación y como refugio climático y frente a alteraciones antrópicas (Lorite et al., 2023; Lobo et al., 2001; Harrison & Noss, 2017; Larson et al., 2000).

Dado que la riqueza de plantas rupícolas especialistas aumenta con la elevación, también se relaciona con las temperaturas más frías (Cañadas et al., 2014), encontrando un aumento en la riqueza cuanto más bajas son las temperaturas medias anuales, las del mes más frío y menos extremas son las del mes más cálido. Estos resultados respaldan de nuevo la idea que los roquedos actúan de refugio climático para estas especies, presentando temperaturas más frías que otros ambientes en sus alrededores próximos (Larson et al., 2000; Harrison & Noss, 2017). La relación con las plantas rupícolas totales es menos clara debido a que estas plantas habitan

otros ambientes, tienen un nicho ecológico más amplio y toleran un rango de temperaturas mayor (Gilchrist, 1995).

En cuanto a la precipitación, dado que los roquedos son un hábitat donde la disponibilidad de agua es limitada (Litcher-Mark, 2022), se relaciona de manera positiva con la riqueza de plantas rupícolas, tanto la precipitación anual como especialmente la precipitación del periodo seco (Cañadas et al., 2014; Gillespie et al., 2008). Esta tendencia es similar a la encontrada con la elevación, dado que la aridez se reduce con la altitud en montañas de la cuenca Mediterránea (Walter & Breckle, 1991). Por otro lado, los resultados muestran que un aumento en las precipitaciones anuales disminuye la riqueza de especies rupícolas totales, lo que puede deberse a que gran parte de estas plantas compiten mejor cuando hay cierto grado de estrés hídrico y, en ambientes más húmedos, son otras especies las predominantes (Litcher-Mark, 2022, Larson et al., 2000).

El hecho de que en la mayoría de cuadrículas donde hay presencia de plantas rupícolas especialistas la riqueza sea muy baja (entre 1 y 6 especies), probablemente por su presencia en pequeños roquedos de poca integridad ecológica y con baja relevancia para la conservación, ha podido reducir la predictibilidad del modelo, obteniendo un R^2 más bajo para el GLM de las plantas rupícolas especialistas (donde se ven patrones más claros) que para las plantas rupícolas totales.

Teniendo en cuenta los efectos de las temperaturas y las precipitaciones sobre las plantas rupícolas, los efectos del cambio climático para la región mediterránea y sus montañas (aumento de temperaturas y la impredecibilidad y reducción de las precipitaciones, especialmente en la estación seca) podrían suponer un riesgo para la flora de los roquedos (IPCC, 2014; Nogués-Bravo et al., 2007 y 2008; Giorgi & Lionello, 2008). Esto resulta especialmente preocupante para aquellas especies endémicas adaptadas a unas condiciones muy particulares que permanecen gracias al papel de los roquedos como refugio climático, que resulta cada vez más amenazado. Además, dado que las plantas encuentran refugio en microhábitats (grietas, hendiduras, debajo de algunas piedras...) se recomienda hacer estudios en las zonas señaladas como prioritarias para la conservación, particularmente en aquellas con mayor riqueza de especies rupícolas especialistas, en los que se monitorice a largo plazo la evolución de la flora y las condiciones microclimáticas de diferentes partes del roquedo.

Nuestro estudio también incluye un análisis de la influencia de la litología sobre la riqueza de plantas rupícolas, ya que se trata de otra de las variables más influyentes sobre la biodiversidad vegetal (Lobo et al., 2001; Fois et al., 2014). Los resultados son muy similares entre la riqueza de plantas rupícolas totales y las rupícolas especialistas. Se ha encontrado una mayor riqueza en roquedos calizos, donde fueron identificadas la mayoría de áreas prioritarias por su alta riqueza de taxones rupícolas. Estos roquedos albergan una gran diversidad de especies raras y endémicas de la Península Ibérica, debido a que presentan muchas grietas y una gran heterogeneidad ambiental, siendo habitables por un mayor número de especies (Lorite et al., 2017; Aedo et al., 2017). La segunda mayor diversidad de plantas rupícolas se da en roquedos de areniscas, un sustrato donde normalmente la diversidad vegetal es baja debido a su acidez, a la baja retención de agua y a su pobre contenido en materia orgánica (Kuneš et al., 2007). Sin embargo, las plantas rupícolas tienen algunas adaptaciones para sobreponerse a estas condiciones (MITECO, 2018a; De Micco & Arrone, 2012; Ciccarelli et al., 2016). No obstante, este

resultado podría haberse visto influenciado por incluir dentro la categoría “Areniscas” todos los conglomerados de las categorías originales de IGME (2009), siendo una categoría muy abundante, con gran variación entre los diferentes sitios y conteniendo el más amplio rango de valores de riqueza de taxones rupícolas. Siguiendo a esta categoría, con niveles más bajos de riqueza, encontramos sucesivamente las cuarcitas, los granitos y finalmente las serpentinas y las vulcanitas, los sustratos menos abundantes. En cuanto a las cuarcitas, categoría muy variada al haber incluido en ella las pizarras y esquistos, encontramos un intervalo de confianza superior muy alto porque en Sierra Nevada, el principal *hotspot* de biodiversidad vegetal en la Península Ibérica, donde se han identificado algunas de las cuadrículas con mayor riqueza, predominan los esquistos (Molina Venegas et al., 2017). En el caso de las serpentinas, a pesar de que contienen especies raras y endémicas (Brady et al., 2005), nuestros resultados indican que la riqueza de especies rupícolas es baja, lo que puede deberse al reducido tamaño y número de zonas con esta litología (**ANEXO I, Fig. 1**).

Otras variables que podrían haberse tenido en cuenta, y que se recomienda explorar en futuros estudios, son la pendiente y la orientación de los roquedos. La pendiente fue tenida en cuenta inicialmente para la elaboración de este trabajo, dado que es el principal factor ambiental que caracteriza a los roquedos (Larson et al., 2000). Sin embargo, como los roquedos son hábitats verticales, aquellas zonas con roquedos de fuertes pendientes ocupan una superficie muy reducida en una representación bidimensional (un ráster) y son tan solo detectadas si los datos tienen una resolución muy alta (p. ej. 5 x 5 m). Esto supone un problema al trabajar con cuadrículas de 1 x 1 km, ya que la pendiente máxima en una cuadrícula de estas dimensiones no tiene por qué ser representativa de la riqueza de plantas rupícolas que contiene, y la pendiente media toma, casi siempre, valores inferiores a 45 °, valor mínimo para considerar la existencia de un roquedo (Larson et al., 2000). En cuanto a la orientación, las vertientes sur de las montañas del hemisferio norte reciben habitualmente mayor radiación solar, aportando mayor energía al ecosistema, por lo que los roquedos umbríos actúan como refugio de un mayor número de especies (Harrison & Noss, 2017; Larson et al., 2000).

7.3. Potenciales conflictos para la conservación de flora rupícola

Dada la gran cobertura de ENPs en España (27 % de la superficie, MITECO, 2018), no es de extrañar que más de un 40 % de las áreas prioritarias para la conservación de la flora rupícola se encuentren dentro de estos espacios (**Fig. 9**). Estos espacios se encuentran normalmente en áreas boscosas o montañosas, donde los afloramientos rocosos no permiten el desarrollo de actividades de aprovechamiento económico (cultivos, urbanizaciones, industrias...) y la biodiversidad está en un buen estado de conservación (Larson et al., 2000; deCastro-Arrazola et al., 2021). En especial, dentro de las áreas prioritarias en ENPs, un 6,7 % se encuentran dentro de PPNN de montaña, resaltando su importancia para la conservación de flora rupícola y de especies endémicas (Antonsson, 2012; Aedo et al., 2017, Araújo et al., 2007). En ellos están contenidos aproximadamente un 60 % de los taxones rupícolas generalistas y un 50 % de los especialistas, además de haberse determinado en 5 de los 6 parques (a excepción del PN de Sierra de Guadarrama, donde no está contenida ninguna de las cuadrículas prioritarias para la conservación, **Fig. 10F**) numerosas áreas para la protección de la flora rupícola. En los PPNN del sur de la Península (Sierra Nevada y Sierra de las Nieves), predominan cuadrículas prioritarias para la conservación por la presencia de taxones amenazados, aunque en Sierra Nevada encontremos también algunas de las cuadrículas con mayor riqueza de especies; mientras que

en los PPNN de los Pirineos (Ordesa y Monte Perdido y Aigüestortes i Estany de Sant Maurici) las cuadrículas son prioritarias principalmente por elevada riqueza de taxones rupícolas. Por otro lado, el PN de los Picos de Europa contiene varias cuadrículas prioritarias tanto por su riqueza como por albergar taxones rupícolas altamente amenazados.

De entre las áreas prioritarias para la conservación de flora rupícola fuera de ENPs, podemos distinguir algunas zonas ubicadas cerca de ENPs, y que por tanto la extensión de ENPs existentes podría contribuir a su protección, mientras que algunas otras se encuentran alejadas de los ENPs actualmente existentes, o bien próximas a ENPs muy pequeños y fragmentados, de tal manera que para protegerlas sería necesaria la creación de nuevos ENPs. Algunas zonas donde las áreas prioritarias se encuentran cerca de ENPs o PPNN de montaña son, por ejemplo, al norte del PN de Picos de Europa, alrededor de los PPNN de Ordesa y Monte Perdido y de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, así como de otros ENPs de los Pirineos; alrededor del PN de la Sierra de Guadarrama, del Parque Natural de Els Ports o en las proximidades de los PPNN de Sierra Nevada, de la Sierra de las Nieves y de otros ENPs del sur de la Península. Por otro lado, encontramos áreas prioritarias alejadas de ENPs dispersas en el centro de la península, o concentradas en norte de Alicante, en el norte de Galicia, en Ibiza y en Menorca (**Fig. 13**).

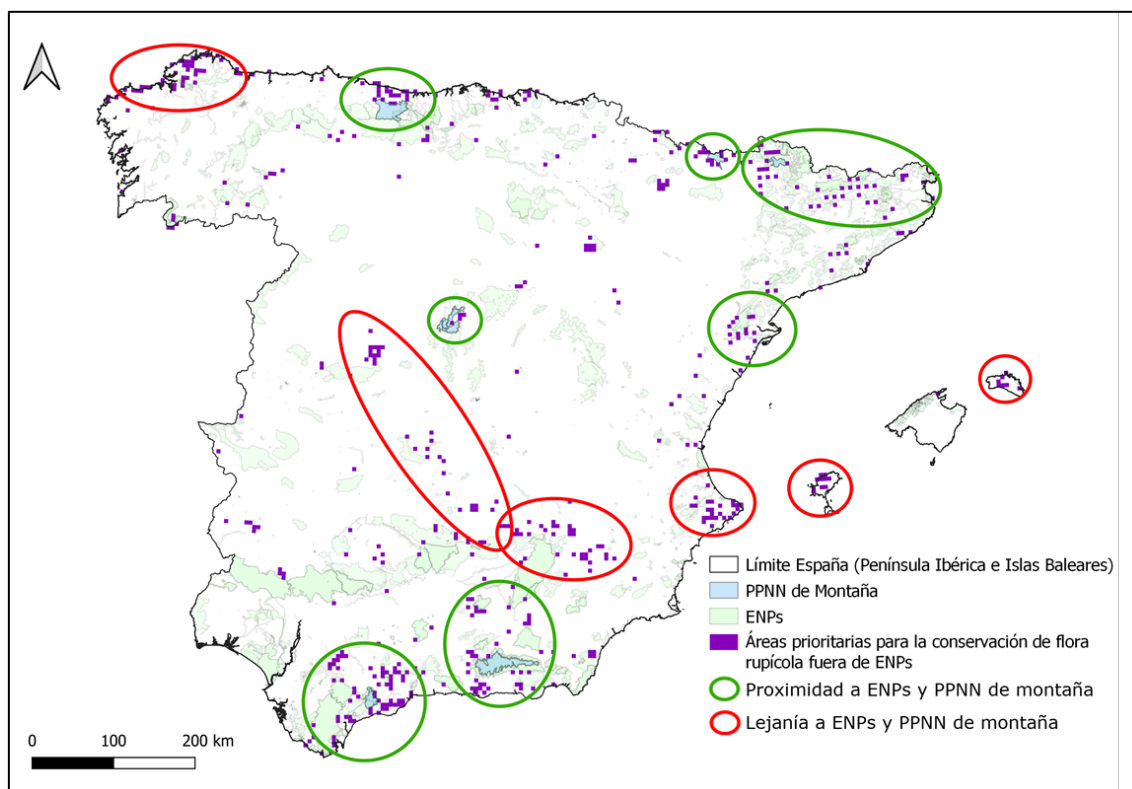


Figura 13. Áreas prioritarias para la conservación de la flora rupícola fuera de ENPs y PPNN de montaña, clasificadas según su proximidad a la red de ENPs o PPNN.

Para el diseño de nuevos ENPs se recomienda llevar a cabo un análisis de huecos (Rodríguez et al. 2004; Arajúo et al., 2007), de tal manera que se incluyan en estos nuevos espacios a todas las especies rupícolas amenazadas, especialmente a aquellas cuya distribución se encuentra totalmente fuera de ENPs (**Tabla 4**), en al menos un ENP. Además, se recomienda un análisis de complementariedad para asegurar que se incluyen las zonas que más contribuyen a representar la totalidad de la flora rupícola de España (Margules et al., 2002). Tanto la protección de especies

rupícolas amenazadas como la conservación del hábitat de roquedo, incluido en la directiva de hábitats de la UE 92/43/EEC (Comisión Europea, 1992) y en la estrategia nacional de conservación de plantas rupícolas (MITECO, 2018a), podrían justificar la creación de nuevos ENPs.

En cuanto a la escalada en roca, tan solo se ha encontrado el solapamiento de esta actividad con un 14 % de las cuadrículas identificadas como prioritarias para la conservación de flora rupícola, de modo que en su mayoría se encuentran en zonas de baja relevancia para la conservación. De las 128 cuadrículas prioritarias donde se practica la escalada, un 43 % de ellas se ubican dentro de ENPs o PPNN de montaña (7 %). En estas zonas, especialmente en los PPNN de Picos de Europa, Ordesa y Monte Perdido y Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, donde encontramos cuadrículas prioritarias con una popularidad de la escalada que va desde moderada a muy alta, la escalada podría regularse teniendo como máxima prioridad la protección de la biodiversidad. Esta regulación ha de ser específica para cada zona de escalada y ha de llevarse a cabo en función del impacto de las vías actuales o potenciales vías nuevas, teniendo en cuenta que la apertura de nuevas rutas es la acción con mayor impacto sobre la vegetación (March-Salas et al., 2023a y b). Si el impacto potencial es muy alto, normalmente en zonas con elevada intensidad de escalada, se cerrarán o denegarán las aperturas de nuevas vías; mientras que, si el impacto es moderado, leve o nulo, se permitirá la escalada con regulación estricta, laxa o básica, respectivamente (Lorite et al., 2017).

Para conocer el grado del impacto de la escalada en roca en cada una de las zonas donde se practica, serán necesarios estudios de campo en los que se evalúe la presencia de taxones amenazados en las caras de roquedo escaladas y sus efectos sobre las poblaciones de plantas rupícolas (estudiando la abundancia, cobertura, estabilidad de sus polinizadores, *fitness*, etc.), así como una monitorización para conocer las dinámicas poblacionales a lo largo de las estaciones y de los años (deCastro-Arrazola et al., 2021). Todo esto deberá ser acompañado de campañas de concienciación ambiental llevadas a cabo por las autoridades responsables de los ENPs y las asociaciones de escalada, dirigidas tanto a escaladores como a un público general. No obstante, en la regulación de esta actividad, será necesario tener en cuenta e involucrar a todas las partes interesadas, asegurando mejores resultados tanto ambientales como sociales y buscando alternativas que permitan continuar la práctica de la escalada de manera sostenible, especialmente en aquellas zonas donde es más popular (Chan et al., 2023). Los esfuerzos de conservación, además de la regulación de la escalada, deberán centrarse tanto en una conservación holística del ecosistema como en especies emblemáticas y raras (March salas et al., 2023a), en la renaturalización de los roquedos afectados por la escalada, en la recuperación de las poblaciones afectadas (Perino et al., 2019) y en la conservación *ex situ* de material vegetal de especies amenazadas (La Vigne et al., 2022).

En las áreas prioritarias de fuera de ENPs donde se practica la escalada en roca resultará más difícil conseguir elevados esfuerzos en conservación y una regulación estricta de esta actividad, por lo que es prioritario incluir aquellas de estas zonas con mayor valor para la biodiversidad dentro de la red de ENPs. Simultáneamente, se recomienda, en colaboración con las escuelas de escalada involucradas, realizar una búsqueda de zonas escalables que tengan un bajo valor para la conservación (March-Salas et al., 2023a), con el fin de llevar en ellas la apertura de

nuevas vías y promover la escalada sobre ellas, reduciendo la presión en otras zonas donde el impacto pueda ser mayor.

7.4. Limitaciones y perspectivas futuras

Se han encontrado algunas limitaciones a la hora de realizar este trabajo que han podido producir resultados incompletos, principalmente derivadas de las fuentes de datos. En primer lugar, el listado de taxones rupícolas (Lorite et al., 2023) fue elaborado a partir de *Flora iberica* (Castroviejo, 1986-2019). En esta extensa obra no han sido añadidos algunos taxones descubiertos tras la publicación de sus respectivos volúmenes y no han sido actualizados algunos cambios en clasificaciones taxonómicas, mientras que estas modificaciones sí han sido añadidas a GBIF. Además, al realizar la búsqueda de datos de presencia en GBIF, fueron descargados registros de un número de taxones superior al del listado de especies de Lorite et al., (2023), debido a que para aquellos taxones donde solo se detallaba el género y la especie, fueron descargadas todas las subespecies disponibles.

En segundo lugar, los datos de distribución de GBIF son incompletos o geográficamente imprecisos (deCastro-Arrazola et al., 2021), por lo que se recomienda para futuros estudios la consulta de otras fuentes, como catálogos y bases de datos regionales de flora amenazada, además de estudios de campo. La falta de precisión intencionada en la georreferenciación de algunas poblaciones sensibles (Chapman, 2007) ha podido llevar a su eliminación con el filtro geográfico aplicado mediante la librería “CoordinateCleaner” (Zizka et al., 2019), habiendo podido pasar por alto algunas cuadrículas que contengan especies amenazadas y habiendo podido obtener valores de riqueza más bajos que los valores reales.

En tercer lugar, aunque la riqueza de especies es un indicador valioso para identificar áreas con alta diversidad de plantas rupícolas, se trata de una simplificación que no permite conocer el estado de conservación de sus poblaciones y comunidades. Para determinarlo, es necesario complementar la riqueza con otras medidas e índices, como la cobertura vegetal, la abundancia o el índice de Shannon-Weaver (March-Salas 2018 y 2023a; Lorite et al., 2017), calculados a partir de datos obtenidos en campo.

En cuarto lugar, dado que los roquedos actúan como refugio climático proporcionando microhábitats donde las condiciones ambientales son menos extremas que en su entorno próximo, los datos bioclimáticos con resolución 1 x 1 km no reflejan estas condiciones, ya que resultan de los valores promediados o interpolados en cada celda. Se recomiendan estudios de campo en los que se analice la heterogeneidad ambiental de los roquedos de forma estandarizada (March-Salas et al., 2023a; Lobo et al., 2001) y se tomen datos de temperatura y precipitación a largo plazo en las diferentes partes y elementos del roquedo, caracterizando su papel como refugio climático.

Por último, es importante señalar que los datos sobre las escuelas de escalada son incompletos, lo que implica que algunas escuelas podrían no estar incluidas en la base de datos de deCastro-Arrazola et al. (2021). Como consecuencia, es posible que no se hayan detectado algunas zonas prioritarias para la conservación donde se practica la escalada. No obstante, se espera que en estas áreas la popularidad de la escalada sea baja, ya que, de ser alta, sería esperable que su información estuviera documentada en la literatura a partir de la cual se elaboró esta base de datos.

8. Conclusiones

Este trabajo consiste en el primer estudio para identificar áreas prioritarias para la conservación de toda la flora rupícola en España, evaluando para ello la riqueza y la presencia de taxones rupícolas amenazados en cuadrículas de 5 x 5 km. Las cuadrículas prioritarias se encuentran principalmente en sistemas montañosos, como los Picos de Europa, los Pirineos, el Sistema Bético o la Cordillera Costero-Catalana, así como en sierras de menor tamaño como las sierras de Aitana, de Mariola, la Sierra de Tramontana o las montañas del Parque Natural de Els Ports.

El hecho de que las áreas prioritarias para la flora rupícola se encuentren mayormente en sistemas montañosos es consistente con que la riqueza de plantas rupícolas tienda a aumentar con la elevación y con las precipitaciones y a disminuir con las temperaturas, resaltando el papel de los roquedos de alta montaña como refugio climático para las plantas rupícolas. En cuanto a la litología, los roquedos calizos albergan mayor diversidad de plantas rupícolas, encontrándose sobre este sustrato la mayoría de áreas prioritarias.

Al encontrar la mayor riqueza y mayor número de especies amenazadas en grandes montañas, los PPNN de montaña resultan ser de gran relevancia para la conservación de la flora rupícola, conteniendo más del 60 % de los taxones rupícolas y solapándose en gran parte de su superficie con áreas prioritarias (a excepción del PN de la Sierra de Guadarrama). Además, los ENPs contienen más de un 40 % de las áreas prioritarias identificadas, contribuyendo notablemente a la conservación de los roquedos y su flora. Sin embargo, esta cifra podría aumentar notablemente si se amplían estos espacios en algunas zonas señaladas. Dentro de ENPs y PPNN la conservación de la biodiversidad es de gran prioridad, por lo que en ellos pueden regularse actividades potencialmente nocivas para la flora rupícola, como la escalada en roca. Esta actividad se solapa con una baja proporción de las áreas prioritarias para la flora rupícola, pero la mayoría de cuadrículas donde coinciden se encuentran fuera de ENPs, por lo que se recomienda incluir las zonas más sensibles dentro de la red de ENPs al mismo tiempo que se realiza una búsqueda de zonas con bajo valor para la conservación donde promover la escalada.

Finalmente, es indispensable llevar a cabo trabajo de campo en el futuro para definir medidas de conservación efectivas y establecer una regulación de la escalada en roca que permitan la protección de estos valiosos ecosistemas y su biodiversidad al mismo tiempo que la coexistencia sostenible con la práctica de este deporte.

9. Disponibilidad de los datos y el código

Tanto el listado de plantas rupícolas elaborado por Lorite et al. (2023) como la base de datos de las escuelas de escalada creada para el estudio de deCastro-Arrazola et al. (2021) no han sido publicadas hasta la fecha, habiendo podido utilizarse para la elaboración de este TFM con la condición de que no sean compartidas ni subidas a ningún repositorio. Sin embargo, el código de R sobre utilizado para el análisis de los datos está disponible en https://github.com/carloseced/TFM_Carlos_Eced.git

En cuanto a la descarga de los datos de GBIF, está disponible en <https://doi.org/10.15468/dl.e9yssm> (GBIF.Org, 2023).

10. Bibliografía

- Aedo, C., Buira, A., Medina, L., & Fernández-Albert, M. (2017). The Iberian Vascular Flora: Richness, Endemicity and Distribution Patterns. En J. Loidi (Ed.), *The Vegetation of the Iberian Peninsula: Volume 1* (pp. 101-130). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-54784-8_4
- Antonsson, H. (2012). *Plant Species Composition and Diversity in Cliff and Mountain Ecosystems*. <https://gupea.ub.gu.se/handle/2077/30092>
- Araújo, M., Lobo, J., & Moreno Saiz, J. (2007). The Effectiveness of Iberian Protected Areas in Conserving Terrestrial Biodiversity. *Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology*, 21, 1423-1432. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00827.x>
- Brady, K. U., Kruckeberg, A. R., & Bradshaw, H. D. Jr. (2005). Evolutionary Ecology of Plant Adaptation to Serpentine Soils. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 36, 243-266. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105730>
- Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., Da Fonseca, G. A. B., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J. F., Mittermeier, C. G., Pilgrim, J. D., & Rodrigues, A. S. L. (2006). Global Biodiversity Conservation Priorities. *Science*, 313(5783), 58-61. <https://doi.org/10.1126/science.1127609>
- Caber, M., & Albayrak, T. (2016). Push or pull? Identifying rock climbing tourists' motivations. *Tourism Management*, 55, 74-84. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2016.02.003>
- Cañadas, E. M., Fenu, G., Peñas, J., Lorite, J., Mattana, E., & Bacchetta, G. (2014). Hotspots within hotspots: Endemic plant richness, environmental drivers, and implications for conservation. *Biological Conservation*, 170, 282-291. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.12.007>
- Castroviejo, S. (coord. gen.). (1986-2019). *Flora iberica* (Vols. 1-8, 10-15, 17-18, 21). Madrid. CSIC, Real Jardín Botánico.
- Centro Nacional de Información Geográfica [CNIG]. (2022). *Línea de Costa*. Centro de Descargas del Centro Nacional de Información Geográfica. Recuperado 16 de mayo de 2024, de <http://centrodedescargas.cnig.es>
- Chamberlain, S., Barve, V., McGlinn, D., Oldoni, D., Desmet, P., Geffert, L., & Ram, K. (2024). *rgbif: Interface to the Global Biodiversity Information Facility API*. R package version 3.7.9. <https://CRAN.R-project.org/package=rgbif>
- Chamberlain, S., & Szocs, E. (2013). taxize—Taxonomic search and retrieval in R. *F1000Research*. <https://f1000research.com/articles/2-191/v2>
- Chan, S., Bauer, S., Betsill, M. M., Biermann, F., Boran, I., Bridgewater, P., Bulkeley, H., Bustamente, M. M. C., Deprez, A., Dodds, F., Hoffmann, M., Hornidge, A.-K., Hughes, A., Imbach, P., Ivanova, M., Köberle, A., Kok, M. T. J., Lwasa, S., Morrison, T., ... Pettorelli, N. (2023). The global biodiversity framework needs a robust action agenda. *Nature Ecology & Evolution*, 7(2), 172-173. <https://doi.org/10.1038/s41559-022-01953-2>
- Chapman, A. D. (2007). *Dealing with Sensitive Primary Species Occurrence Data*. Global Biodiversity Information Facility [GBIF].

- Ciccarelli, D., Picciarelli, P., Bedini, G., & Sorce, C. (2016). Mediterranean sea cliff plants: Morphological and physiological responses to environmental conditions. *Journal of Plant Ecology*, 9(2), 153-164. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtv042>
- Clark, P., & Hessler, A. (2015). The effects of rock climbing on cliff-face vegetation. *Applied Vegetation Science*, 18(4), 705-715. <https://doi.org/10.1111/avsc.12172>
- Coals, P., Shmida, A., Vasl, A., Duguny, N. M., & Gilbert, F. (2018). Elevation patterns of plant diversity and recent altitudinal range shifts in Sinai's high-mountain flora. *Journal of Vegetation Science*, 29(2), 255-264. <https://doi.org/10.1111/jvs.12618>
- Comisión Europea (1992). Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora (1992). <http://data.europa.eu/eli/dir/1992/43/2013-07-01/eng>
- deCastro-Arrazola, I., March-Salas, M., & Lorite, J. (2021). Assessment of the Potential Risk of Rock-Climbing for Cliff Plant Species and Natural Protected Areas of Spain. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 611362. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.611362>
- De Micco, V., & Aronne, G. (2012). Occurrence of Morphological and Anatomical Adaptive Traits in Young and Adult Plants of the Rare Mediterranean Cliff Species *Primula palinuri* Petagna. *The Scientific World Journal*, 2012, 1-10. <https://doi.org/10.1100/2012/471814>
- Ellenberg, H. (1988). *Vegetation Ecology of Central Europe*. Cambridge University Press.
- Escudero, A. (1996). Community patterns on exposed cliffs in a Mediterranean calcareous mountain. *Vegetatio*, 125(1), 99-110. <https://doi.org/10.1007/BF00045208>
- Essl, F., Staudinger, M., Stöhr, O., Schratt-Ehrendorfer, L., Rabitsch, W., & Niklfeld, H. (2009). Distribution patterns, range size and niche breadth of Austrian endemic plants. *Biological Conservation*, 142(11), 2547-2558. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.05.027>
- Eycott, A., Marzano, M., & Watts, K. (2011). Filling evidence gaps with expert opinion: The use of Delphi analysis in least-cost modelling of functional connectivity. *Landscape and Urban Planning*, 103. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.08.014>
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12), 4302-4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Fois, M., Giuseppe, F., Cañadas, E., & Bacchetta, G. (2017). Disentangling the influence of environmental and anthropogenic factors on the distribution of endemic vascular plants in Sardinia. *PLOS ONE*, 12, e0182539. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0182539>
- García, M. B., Espadaler, X., & Olesen, J. M. (2012). Extreme Reproduction and Survival of a True Cliffhanger: The Endangered Plant *Borderea chouardii* (Dioscoreaceae). *PLoS ONE*, 7(9), e44657. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0044657>
- Gaston, K. J., Pressey, R. L., & Margules, C. R. (2002). Persistence and vulnerability: Retaining biodiversity in the landscape and in protected areas. *Journal of Biosciences*, 27(4 Suppl 2), 361-384. <https://doi.org/10.1007/BF02704966>

- GBIF.Org. (2023). *Occurrence Download*. The Global Biodiversity Information Facility. <https://doi.org/10.15468/DL.E9YSSM>
- Geomatic Solutions. (2020). *ETRS89 / UTM zone 30N*. GeoRepository. https://epsg.org/crs_25830/ETRS89-UTM-zone-30N.html
- Gilchrist, G. W. (1995). Specialists and Generalists in Changing Environments. I. Fitness Landscapes of Thermal Sensitivity. *The American Naturalist*, 146(2), 252-270. <https://doi.org/10.1086/285797>
- Gillespie, R. G., Claridge, E. M., & Roderick, G. K. (2008). Biodiversity dynamics in isolated island communities: Interaction between natural and human-mediated processes. *Molecular Ecology*, 17(1), 45-57. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2007.03466.x>
- Giorgi, F., & Lionello, P. (2008). Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and Planetary Change*, 63(2), 90-104. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2007.09.005>
- Harrison, S., & Noss, R. (2017). Endemism hotspots are linked to stable climatic refugia. *Annals of Botany*, 119(2), 207-214. <https://doi.org/10.1093/aob/mcw248>
- Hothorn, T., Bretz, F., & Westfall, P. (2008). Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal*, 50(3), 346-363. <https://doi.org/10.1002/bimj.200810425>
- IPCC. (2014). *Climate change: Synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Instituto Geológico y Minero de España [IGME]. (2009). *Mapa de Litologías de España 1:1.000.000*. Recuperado 10 de Julio de 2024, de <https://datos.gob.es/es/catalogo/ea0010987-mapa-de-litologias-de-espana-1-1-000-000>
- Irl, S. D. H., Harter, D. E. V., Steinbauer, M. J., Gallego Puyol, D., Fernández-Palacios, J. M., Jentsch, A., & Beierkuhnlein, C. (2015). Climate vs. Topography – spatial patterns of plant species diversity and endemism on a high-elevation island. *Journal of Ecology*, 103(6), 1621-1633. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12463>
- Johnson, C. N., Balmford, A., Brook, B. W., Buettel, J. C., Galetti, M., Guangchun, L., & Wilmshurst, J. M. (2017). Biodiversity losses and conservation responses in the Anthropocene. *Science*, 356(6335), 270-275. <https://doi.org/10.1126/science.aam9317>
- Kuneš, P., Pokorný, P., & Jankovská, V. (2007). Post-glacial vegetation development in sandstone areas of the Czech Republic. En H. Härtel, Správa Národního Parku České Švýcarsko, & Royal Botanic Gardens (Eds.), *Sandstone landscapes* (First edition, pp. 244-257). Academia.
- Larson, D. W., Matthes, U., & Kelly, P. E. (2000). *Cliff Ecology: Pattern and Process in Cliff Ecosystems* (1.^a ed.). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511525582>
- La Vigne, H., Charron, G., Rachiele-Tremblay, J., Rancourt, D., Nyberg, B., & Lussier Desbiens, A. (2022). Collecting critically endangered cliff plants using a drone-based sampling manipulator. *Scientific Reports*, 12(1), 14827. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-17679-x>
- Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Boletín Oficial del Estado, núm. 299, de 14 de diciembre de 2007.

- Lichter-Marck, I. (2022). Plant evolution on rock outcrops and cliffs: Contrasting patterns of diversification following edaphic specialization. *arXiv*. <https://doi.org/10.48550/arXiv.2210.02880>
- Lionello, P., Malanotte-Rizzoli, P., Boscolo, R., Alpert, P., Artale, V., Li, L., Luterbacher, J., May, W., Trigo, R., Tsimplis, M., Ulbrich, U., & Xoplaki, E. (2006). The Mediterranean climate: An overview of the main characteristics and issues. En P. Lionello, P. Malanotte-Rizzoli, & R. Boscolo (Eds.), *Developments in Earth and Environmental Sciences* (Vol. 4, pp. 1-26). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S1571-9197\(06\)80003-0](https://doi.org/10.1016/S1571-9197(06)80003-0)
- Lobo, J., Castro, I., & Moreno, J. C. (2001). Spatial and environmental determinants of vascular plant species richness distribution in the Iberian Peninsula and Balearic Islands. *Biological Journal of the Linnean Society*, 73(2), 233-253. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2001.tb01360.x>
- Lorite, J., March-Salas, M., Salazar, C., Navarro, L., Tejero, P., Escudero, A., Mairal, M., Cañadas, E., deCastro, I., Morente, J., Pertierra, L. R., Benayas, J., & et al. (2023). *Evaluación mediante conocimiento experto de la afinidad de la flora ibérica por los hábitats de roquedos*. XI Congreso Biología de Conservación de Plantas.
- March-Salas, M., Moreno-Moya, M., Palomar, G., Tejero-Ibarra, P., Haeuser, E., & Pertierra, L. R. (2018). An innovative vegetation survey design in Mediterranean cliffs shows evidence of higher tolerance of specialized rock plants to rock climbing activity. *Applied Vegetation Science*, 21(2), 289-297. <https://doi.org/10.1111/avsc.12355>
- March-Salas, M., Morales-Armijo, F., Hernández-Agüero, J. A., Estrada-Castillón, E., Sobrevilla-Covarrubias, A., Arévalo, J. R., Scheepens, J. F., & Lorite, J. (2023a). Rock climbing affects cliff-plant communities by reducing species diversity and altering species coexistence patterns. *Biodiversity and Conservation*, 32(5), 1617-1638. <https://doi.org/10.1007/s10531-023-02567-1>
- March-Salas, M., Lorite, J., Bossdorf, O., & Scheepens, J. F. (2023b). Cliffs as priority ecosystems. *Conservation Biology*, 37(5), e14166. <https://doi.org/10.1111/cobi.14166>
- Margules, C. R., Pressey, R. L., & Williams, P. H. (2002). Representing biodiversity: Data and procedures for identifying priority areas for conservation. *Journal of Biosciences*, 27(4), 309-326. <https://doi.org/10.1007/BF02704962>
- Martos, E. (Ed.). (2018). *Dónde Escalar en España*. Madrid. Ediciones Desnivel.
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico [MITECO]. (2018a). *Estrategia de Conservación y de Lucha contra las amenazas de plantas protegidas en ambientes rupícolas*. Madrid.
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico [MITECO]. (2018b). *Mallas terrestres para representación geográfica*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Recuperado 15 de mayo de 2024, de <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/bdn-cart-aux-descargas-ccaa.html>
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico [MITECO]. (2023a). *Nuestros Parques Nacionales*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Recuperado 13 de

mayo de 2024, de <https://www.miteco.gob.es/es/parques-nacionales-oapn/red-parques-nacionales/parques-nacionales.html>

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico [MITECO]. (2023b). *Parques Nacionales: Límites y zonas periféricas de protección*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Recuperado 13 de mayo de 2024, de <https://www.miteco.gob.es/es/parques-nacionales-oapn/red-parques-nacionales/sig/parques-nacionales.html>

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico [MITECO]. (2024). *Biodiversidad*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Recuperado 13 de mayo de 2024, de <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad.html>

Molina Venegas, R., Simón Porcar, V., Navarro, L., De Castro Mateo, A., Aparicio Martínez, A., Lavregne, S., Lorite, J., González Albaladejo, R., Martínez Sánchez, S. M., Escudero Lirio, M., Martín Hernanz, S., & Arroyo Marín, J. (2017). *Desentrañando la historia y evolución en el principal «hotspot» de biodiversidad vegetal ibérica. Una aproximación multiescalar en el Parque Nacional de Sierra Nevada*. <https://idus.us.es/handle/11441/97222>

Müller, S., Rusterholz, H.-P., & Baur, B. (2004). Rock climbing alters the vegetation of limestone cliffs in the northern Swiss Jura Mountains. *Canadian Journal of Botany*, 82, 862-870. <https://doi.org/10.1139/b04-058>

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858. <https://doi.org/10.1038/35002501>

Nogué, S., Rull, V., & Vegas-Vilarrúbia, T. (2013). Elevational gradients in the neotropical table mountains: Patterns of endemism and implications for conservation. *Diversity and Distributions*, 19(7), 676-687. <https://doi.org/10.1111/ddi.12017>

Nogués-Bravo, D., Araújo, M. B., Errea, M. P., & Martínez-Rica, J. P. (2007). Exposure of global mountain systems to climate warming during the 21st Century. *Global Environmental Change*, 17(3-4), 420-428. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.11.007>

Nogués-Bravo, D., Araújo, M. B., Lasanta, T., & Moreno, J. I. L. (2008). Climate Change in Mediterranean Mountains during the 21st Century. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 37(4), 280-285. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2008\)37\[280:CCIMMD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2008)37[280:CCIMMD]2.0.CO;2)

Pebesma, E., & Bivand, R. (2023). *Spatial Data Science: With Applications in R* (1.^a ed.). Chapman and Hall/CRC. <https://doi.org/10.1201/9780429459016>

Perez-Garcia, F. J., Akhani, H., Parsons, R. F., Silcock, J. L., Kurt, L., Oezdeniz, E., Spampinato, G., Musarella, C. M., Salmeron-Sanchez, E., Sola, F., Merlo, M. E., Martinez-Hernandez, F., Mendoza-Fernandez, A. J., Garrido-Becerra, J. A., & Mota, J. F. (2018). A first inventory of gypsum flora in the Palearctic and Australia. *Mediterranean Botany*, 39(1), 35-49. <https://doi.org/10.5209/MBOT.59428>

Perino, A., Pereira, H. M., Navarro, L. M., Fernández, N., Bullock, J. M., Ceașu, S., Cortés-Avizanda, A., van Klink, R., Kuemmerle, T., Lomba, A., Pe'er, G., Plieninger, T., Rey Benayas, J. M., Sandom,

- C. J., Svenning, J.-C., & Wheeler, H. C. (2019). Rewilding complex ecosystems. *Science (New York, N.Y.)*, 364(6438), eaav5570. <https://doi.org/10.1126/science.aav5570>
- QGIS.Org. (2022). *QGIS - Un Sistema de Información Geográfica libre y de Código Abierto* (3.28.13) [QGIS Association]. <https://www.qgis.org/es/site/>
- Ram, H. Y. M., & Gupta, P. (s. f.). Plant life under extreme environments. *Current Science Association*, 72(5), 306-315.
- R Core Team. (2023). *R: A language and environment for statistical computing* (4.3.2) [R Foundation for Statistical Computing]. <https://www.R-project.org/>
- Rodrigues, A. S. L., Andelman, S. J., Bakarr, M. I., Boitani, L., Brooks, T. M., Cowling, R. M., Fishpool, L. D. C., da Fonseca, G. A. B., Gaston, K. J., Hoffmann, M., Long, J. S., Marquet, P. A., Pilgrim, J. D., Pressey, R. L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S. N., Underhill, L. G., Waller, R. W., ... Yan, X. (2004). Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, 428(6983), 640-643. <https://doi.org/10.1038/nature02422>
- Venables, B., & Ripley, B. (2024). *Modern Applied Statistics with S* (4.^a ed.). Springer New York. <https://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4/>
- Sangüesa-Barreda, G., García-Cervigón, A. I., García-Hidalgo, M., Rozas, V., Martín-Esquivel, J. L., Martín-Carbajal, J., Martínez, R., & Olano, J. M. (2022). Vertical cliffs harbor millennia-old junipers in the Canary Islands. *Ecology*, 103(4), e3633. <https://doi.org/10.1002/ecy.3633>
- Sanders, N., & Rahbek, C. (2012). The patterns and causes of elevational gradients. *Ecography*, 35, 1-3. <https://doi.org/10.2307/41406206>
- Soliku, O., & Schraml, U. (2018). Making sense of protected area conflicts and management approaches: A review of causes, contexts and conflict management strategies. *Biological Conservation*, 222, 136-145. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.011>
- Steinbauer, M. J., Otto, R., Naranjo-Cigala, A., Beierkuhnlein, C., & Fernández-Palacios, J. M. (2012). Increase of island endemism with altitude – speciation processes on oceanic islands. *Ecography*, 35, 23-32. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.07064.x>
- Strumia, S., Santangelo, A., & Barone Lumaga, M. R. (2020). Seed germination and seedling roots traits of four species living on Mediterranean coastal cliffs. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with All Aspects of Plant Biology*, 154(6), 990-999. <https://doi.org/10.1080/11263504.2020.1837284>
- Vera, J. A. (Ed.). (2004). *Geología de España*. SGE-IGME.
- Wardle, P. (1991). *Vegetation of New Zealand* (Vol. 106). Cambridge University Press.
- Wheeler, B., & Torchiano, M. (2016). *lmPerm: Permutation Tests for Linear Models* (2.1.0) [Software]. <https://cran.r-project.org/web/packages/lmPerm/index.html>
- Wickham, H. (2016). *Create Elegant Data Visualisations Using the Grammar of Graphics*. Springer-Verlag New York. <https://ggplot2.tidyverse.org/>

Zizka, A., Silvestro, D., Andermann, T., Azevedo, J., Duarte Ritter, C., Edler, D., Farooq, H., Herdean, A., Ariza, M., Scharn, R., Svantesson, S., Wengström, N., Zizka, V., & Antonelli, A. (2019). CoordinateCleaner: Standardized cleaning of occurrence records from biological collection databases. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(5), 744-751. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13152>

ANEXO I. Tablas y Figuras Suplementarias

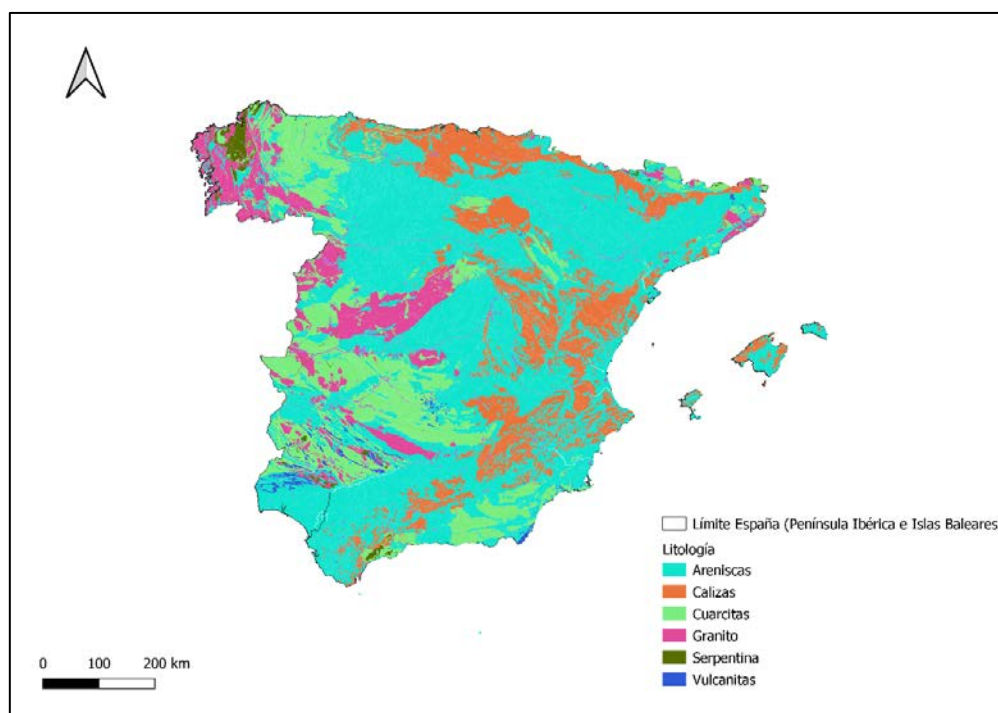


Figura 1. Distribución de las categorías de litología. Elaboración a partir de la capa de polígonos de IGME (2009).

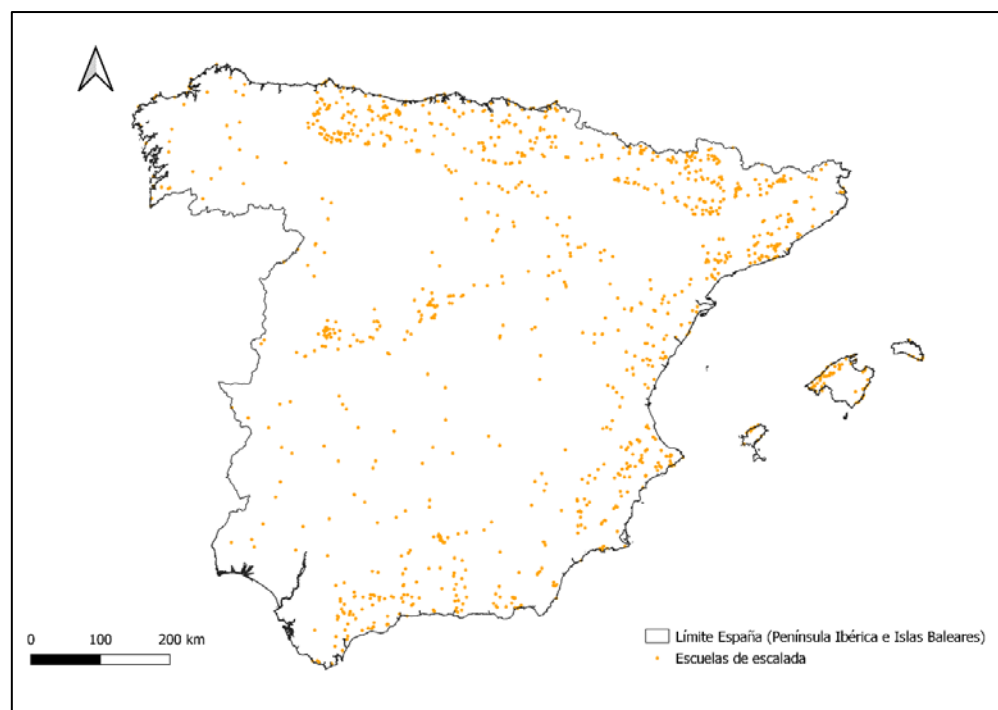


Figura 2. Distribución de las escuelas de escalada en España (Península Ibérica e Islas Baleares). Elaboración a partir de la base de datos de deCastro-Arrazola et al. (2021).

Tabla 1. Taxones de plantas rupícolas más frecuentes en España (Península Ibérica e Islas Baleares) según su número de registros en GBIF.

Especie	nº registros	Índice afinidad roquedos
<i>Thymbra capitata</i>	45.017	1,52
<i>Ruscus aculeatus</i>	22.554	1,30
<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	21.198	1,28
<i>Buxus sempervirens</i>	20.436	1,82
<i>Pistacia terebinthus</i>	18.876	2,03
<i>Rubia peregrina</i>	18.294	1,12
<i>Sedum album</i>	16.205	3,17
<i>Phlomis purpurea</i>	14.476	1,29
<i>Sonchus tenerrimus</i>	14.063	1,78
<i>Thymus vulgaris vulgaris</i>	12.459	1,55

Tabla 2. Resultados del GLM + Tukey ($p < 0,05$) de las diferencias en la riqueza de taxones rupícolas totales entre diferentes litologías.

Contraste	Valor nulo	Estimador	Error std	estadístico	p.valor.ajst
Calizas - Areniscas	0	0,08	0	21,66	< 0,001 ***
Cuarcitas - Areniscas	0	-0,29	0,01	-49,83	< 0,001 ***
Granitos - Areniscas	0	-0,31	0,01	-41,43	< 0,001 ***
Serpentinas - Areniscas	0	-0,51	0,02	-21,3	< 0,001 ***
Vulcanitas - Areniscas	0	-0,49	0,04	-11,45	< 0,001 ***
Cuarcitas - Calizas	0	-0,37	0,01	-63,55	< 0,001 ***
Granitos - Calizas	0	-0,39	0,01	-51,78	< 0,001 ***
Serpentinas - Calizas	0	-0,59	0,02	-24,51	< 0,001 ***
Vulcanitas - Calizas	0	-0,57	0,04	-13,23	< 0,001 ***
Granitos - Cuarcitas	0	-0,02	0,01	-2,78	0,043 *
Serpentinas - Cuarcitas	0	-0,22	0,02	-9,05	< 0,001 ***
Vulcanitas - Cuarcitas	0	-0,2	0,04	-4,68	< 0,001 ***
Serpentinas - Granitos	0	-0,2	0,02	-7,88	< 0,001 ***
Vulcanitas - Granitos	0	-0,18	0,04	-4,09	< 0,001 ***
Vulcanitas - Serpentinias	0	0,02	0,05	0,37	0,999

Códigos significancia: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '' 1.

(p valores ajustados mostrados – método único paso).

Tabla 3. Resultados del GLM + Tukey ($p < 0,05$) de las diferencias en la riqueza de taxones rupícolas especialistas entre diferentes litologías.

Contraste	Valor nulo	Estimador	Error std	estadístico	p.valor.ajst
Calizas - Areniscas	0	0,16	0,01	17,98	< 0,001 ***
Cuarcitas - Areniscas	0	-0,16	0,01	-11,42	< 0,001 ***
Granitos - Areniscas	0	-0,31	0,02	-15,95	< 0,001 ***
Serpentinas - Areniscas	0	-0,27	0,06	-4,86	< 0,001 ***
Vulcanitas - Areniscas	0	-0,44	0,11	-4,03	< 0,001 ***
Cuarcitas - Calizas	0	-0,33	0,01	-23,08	< 0,001 ***
Granitos - Calizas	0	-0,48	0,02	-24,38	< 0,001 ***
Serpentinas - Calizas	0	-0,43	0,06	-7,79	< 0,001 ***
Vulcanitas - Calizas	0	-0,6	0,11	-5,52	< 0,001 ***
Granitos - Cuarcitas	0	-0,15	0,02	-6,67	< 0,001 ***
Serpentinas - Cuarcitas	0	-0,1	0,06	-1,85	0,363
Vulcanitas - Cuarcitas	0	-0,27	0,11	-2,51	0,089
Serpentinas - Granitos	0	0,05	0,06	0,79	0,958
Vulcanitas - Granitos	0	-0,12	0,11	-1,13	0,833
Vulcanitas - Serpentin	0	-0,17	0,12	-1,4	0,66

Códigos significancia: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1.
(p valores ajustados mostrados – método único paso).

Bibliografía

- deCastro-Arrazola, I., March-Salas, M., & Lorite, J. (2021). Assessment of the Potential Risk of Rock-Climbing for Cliff Plant Species and Natural Protected Areas of Spain. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 611362. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.611362>
- Instituto Geológico y Minero de España [IGME]. (2009). *Mapa de Litologías de España 1:1.000.000*. Recuperado 10 de Julio de 2024, de <https://datos.gob.es/es/catalogo/ea0010987-mapa-de-litologias-de-espana-1-1-000-000>