



# UNIVERSIDAD DE GRANADA

Programa de Doctorado en Biología Fundamental y de Sistemas

Línea de Investigación Biología, Conservación y Gestión de Flora

## **AVANCES EN LA GESTIÓN INTEGRAL DE FLORA EN MONTAÑA MEDITERRÁNEA: SEGUIMIENTO, EFECTO DE LA NIEVE Y DESARROLLO DE LA DIMENSIÓN SOCIAL**

**Jose Antonio Algarra Ávila**

Directoras:

**Paloma Cariñanos González**

Departamento de Botánica

**María del Mar Ramos-Lorente**

Departamento de Sociología

Universidad de Granada

Granada, Abril de 2024

Editor: Universidad de Granada. Tesis Doctorales  
Autor: José Antonio Algarra Ávila  
ISBN: 978-84-1195-390-0  
URI: <https://hdl.handle.net/10481/93115>

## **AVANCES EN LA GESTIÓN INTEGRAL DE FLORA EN MONTAÑA MEDITERRÁNEA**

Esta tesis se ha desarrollado en el Departamento de Botánica y en el Departamento de Sociología. Universidad de Granada. El trabajo se ha realizado dentro del marco del Grupo de investigación del Plan Andaluz de Investigación (PAIDI) RNM 170 Flora, Vegetación y Etnobotánica, del cual el Doctorando es miembro desde febrero de 2021.

Todas las imágenes e ilustraciones científicas incorporadas han sido realizadas por Jose A. Algarra.



## LISTA DE PUBLICACIONES

### A. Compendio de publicaciones de la tesis

- **Algarra, J. A.**, Cariñanos, P., & Ramos-Lorente, M. M. (2024). The Role of Snow-Related Environmental Variables in Plant Conservation Plans in the Mediterranean Mountains. *Plants*, 13(6), 783. <https://doi.org/10.3390/plants13060783>  
  
(IF: 4.5; JCR Category: PLANT SCIENCES; JCR Ranking: Q1 (43/239))
- **Algarra, J. A.**, Cariñanos, P., Herrero, J., Delgado-Capel, M., Ramos-Lorente, M. M., & Díaz de la Guardia, C. (2019). Tracking Montane Mediterranean grasslands: Analysis of the effects of snow with other related hydro-meteorological variables and land-use change on pollen emissions. *Science of The Total Environment*, 649, 889–901. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.311>  
  
(IF: 9.8; JCR Category: ENVIRONMENTAL SCIENCES; JCR Ranking: Q1 (26/275))
- **Algarra, J. A.**, Blanca, G., Cueto, M., & Fuentes, J. (2018). New data on daffodils of the *Narcissus nevadensis* complex (Amaryllidaceae) in SE Spain: *N. nevadensis* subsp. *herrerae* subsp. nov., and *N. nevadensis* subsp. *longispathus* comb. nov. *Phytotaxa*, 371(2), 133–139. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.371.2.8>

(IF: 1.1; JCR Category: PLANT SCIENCES ; JCF Ranking:Q4 (182/239)

- **Algarra, J. A.**, Ramos-Lorente, M. M., & Cariñanos, P. (2024). Is the Spanish population pro-conservation or pro-utilitarian towards threatened flora? Social analysis on the willingness to protect biodiversity. *Land* (en prensa).

(IF: 3.9; JCR Category: ENVIRONMENTAL SCIENCES ; JCF Ranking: Q2 (48/128)

## B. Otras publicaciones relacionadas

- Sánchez-Villegas, R., Escudero, M., Martín-Bravo, S., Salazar-Mendías, C., **Algarra, J. A.**, & Luceño, M. (2023). *Carex camposii* subsp. *tejedensis* (Cyperaceae), a new taxon for Southern Iberian Peninsula based on molecular, morphological and ecological differentiation. *Mediterranean Botany*, 44, 1–24.

(IF: 1.111; JCR Category: PLANT SCIENCES JCR Ranking Q4 (190/239)/ ECOLOGY; JCR Ranking: Q3 (197/264)

- Salazar, C., Ortega, F., **Algarra, J. A.**, & Guerrero, F. (2021). Contributions to the knowledge of the hydrophilic flora of Eastern Andalusia (southern Spain). *Anales de Biología*, 43, 199–204.
- Cariñanos, P., **Algarra, J. A.**, & Díaz de la Guardia, C. (2019). Aerobiología y conservación. In J. Lorite & J. Peñas (Eds.), *Biología de la conservación de plantas en Sierra Nevada: Principios y retos para su preservación* (pp. 310–323). Universidad de Granada.
- **Algarra, J. A.**, & Herrero, J. (2016). Analysis of temporal changes in the cryosphere. In R. Zamora, A. J. Pérez-Luque, F. J. Bonet, J. M. Barea-Azcón, & R. Aspizua (Eds.), *Global change impacts in Sierra Nevada: challenges for conservation* (pp. 34–38). Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio.
- **Algarra, J. A.**, & Herrero, J. (2015). Seguimiento de las características físicas de la capa de nieve. In R. Zamora Rodríguez, A. J. Pérez-Luque, F. J. Bonet, J. M. Barea-Azcón, & R. Aspizua (Eds.), *La huella del cambio global en Sierra Nevada: Retos para la conservación* (Issue 2.1., pp. 34–45). Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía.

## AVANCES EN LA GESTIÓN INTEGRAL DE FLORA EN MONTAÑA MEDITERRÁNEA

- Fuentes, J. M., & **Algarra, J. A.** (2015). Nuevas localidades de *Odontites viscosus* subsp. *granatensis* (Boiss.) Bolliger (Scrophulariaceae). *Acta Botánica Malacitana*, 40, 264–267.
- **Algarra, J. A.**, & Herrero, J. (2014). Snow cover dynamics at the summits of Sierra Nevada. In R. Aspizua, J. M. Barea, F. J. Bonet, A. J. Pérez-Luque, & R. Zamora (Eds.), *Sierra Nevada Global-Change Observatory: monitoring methodologies* (pp. 32–37). Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio.
- Cariñanos, P., Díaz de la Guardia, C., **Algarra, J. A.**, Linares, C., & Iurita, J. M. (2013). The pollen counts as bioindicator of meteorological trends and tool for assessing the status of endangered species: the case of *Artemisia* in Sierra Nevada (Spain). *Climatic Change*, 119, 799–813. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0751-2>  
(IF: 4.8; JCR Category: ENVIRONMENTAL SCIENCES JCR Ranking Q2 (87/275))
- **Algarra, J. A.**, & Herrero, J. (2012). 3.3 Estaciones de seguimiento de nieve *in situ*. In R. Aspizua, J. M. Barea Azcón, F. J. Bonet, A. J. Pérez Luque, & R. Zamora Rodríguez (Eds.), *Observatorio de Cambio Global Sierra Nevada: metodologías de seguimiento* (pp. 36–37). Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- **Algarra, J. A.**, & Blanca, G. (2011). Orchidaceae [*Aceras* R. Br.; *Anacamptis* Rich.; *Barlia* Parl.; *Cephalanthera* Rich.; *Dactylorhiza* Nevski; *Gennaria* Parl.; *Gymnadenia* R. Br.; *Himantoglossum* Spreng.; *Platanthera* Rich.; *Neotinea* Rchb. fil.; *Neottia* Guett.; *Limodorum* Boehm.; *Listera* R. Br.; *Ophrys* L.; *Orchis* L.; *Serapias* L.; *Spiranthes* Rich.]. In G. Blanca, B. Cabezudo, M. Cueto, C. Salazar, & C. Morales Torres (Eds.), *Flora de Andalucía Oriental* (2ª, pp. 195–227). Universidad de Granada.
- **Algarra, J. A.**, Crespo, M. B. & Blanca, G. (2011). Orchidaceae [*Epipactis* Zinn]. In G. Blanca, B. Cabezudo, M. Cueto, C. Salazar, & C. Morales Torres (Eds.), *Flora de Andalucía Oriental* (2ª, pp. 195–227). Universidad de Granada.
- Blanca, G., & **Algarra, J. A.** (2011). Flora del espacio natural de Sierra Nevada. In L. Serra (Ed.), *Jornadas Estatales de estudio y divulgación de la flora de los Parques Nacionales y Naturales* (pp. 21–36). CAM.
- Quero, J. M., **Algarra, J. A.**, Osuna, Ú. M., & Villarejo, P. (2011). Experiencias de control de estramonio (*Datura stramonium* L.) y ailanto (*Ailanthus altissima* (Mill.)

Swingle) en la provincia de Córdoba. In J. M. Quero (Ed.), *Parque Natural Sierra de Cardeña y Montoro: Investigación, proyectos y estudios* (Issue 11, pp. 181–192). Universidad de Córdoba. Fundación CajaSur.

- **Algarra, J. A.**, Blanca, G., & Ruiz-Girela, M. (2010). *Erodium rupicola* Boiss. In A. Banares, G. Blanca, J. Güemes, J. C. Moreno Saiz, & S. Ortiz (Eds.), *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Adenda 2010* (pp. 110–111). Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino). Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas.
- **Algarra, J. A.**, Blanca, G., & Ruiz-Girela, M. (2010). *Scorzoneroides microcephala* (Boiss.) Holub. In A. Banares, G. Blanca, J. Güemes, J. C. Moreno Saiz, & S. Ortiz (Eds.), *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Adenda 2010* (pp. 88–89). Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino). Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas.
- **Algarra, J. A.**, Blanca, G., & Ruiz-Girela, M. (2010). *Erigeron frigidus* Boiss. In A. Banares, G. Blanca, J. Güemes, J. C. Moreno Saiz, & S. Ortiz (Eds.), *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Adenda 2010* (pp. 72–73). Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino). Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas.
- **Algarra, J. A.**, Blanca, G., & Fuentes Carretero, J. M. (2010). *Artemisia alba* subsp. *nevadensis* (Willk.) Blanca & C. Morales. In A. Banares, G. Blanca, J. Güemes, J. C. Moreno Saiz, & S. Ortiz (Eds.), *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Adenda 2010* (pp. 56–57). Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino). Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas.
- **Algarra, J. A.**, Blanca, G., & Ruiz-Girela, M. (2010). *Boreava aptera* Boiss. et Heldr. In A. Banares, G. Blanca, J. Güemes, J. C. Moreno Saiz, & S. Ortiz (Eds.), *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Adenda 2010* (pp. 60–61). Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino). Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas.

## AVANCES EN LA GESTIÓN INTEGRAL DE FLORA EN MONTAÑA MEDITERRÁNEA

- **Algarra, J. A.**, Blanca, G., Ruiz-Girela, M., & Martínez-Lirola, M. J. (2010). *Pinguicula nevadensis* (H. Lindb.) Casper. In A. Banares, G. Blanca, J. Güemes, J. C. Moreno Saiz, & S. Ortiz (Eds.), *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España. Adenda 2010* (pp. 86–87). Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino). Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas.
- **Algarra, J. A.**, Gutiérrez, L., Lorite, J., Blanca, G., Iriondo, J. M., & Albert, M. J. (2009). *Laserpitium longiradium* Boiss. In J. M. Iriondo, M. J. Albert, L. Giménez Benavides, F. Domínguez Lozano, & A. Escudero (Eds.), *Poblaciones en Peligro: Viabilidad Demográfica de la Flora Vascular Amenazada de España* (pp. 109–112). Dirección General de Medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- **Algarra, J. A.**, Blasco, P., Carballal, R., Domínguez, F., Marrero, M. v, & Moreno, J. C. (2009). Lista Roja 2008 de la Flora Vascular Española. *Quercus*, 276, 42–49.
- **Algarra, J. A.**, & Blanca, G. (2009). *Orchidaceae*. In G. Blanca, B. Cabezudo, M. Cueto, C. Fernández López, & C. Morales (Eds.), *Flora Vascular de Andalucía Oriental. Volumen I: Selaginellaceae-Ceratophyllaceae* (pp. 193–225). Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- Luque, P., Benavente, A., Garrido, A., Gutiérrez, L., Blanca, G., **Algarra, J. A.**, Iriondo, J. M., & Albert, M. J. (2009). *Jurinea fontqueri* Cuatrec. In J. M. Iriondo, M. J. Albert, L. Giménez Benavides, F. Domínguez Lozano, & A. Escudero (Eds.), *Poblaciones en Peligro: Viabilidad Demográfica de la Flora Vascular Amenazada de España* (pp. 101–104). Dirección General de Medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- **Algarra, J. A.**, & Blanca, G. (2008). *Centaurea saxifraga* Coincy. In A. Banares, G. Blanca, J. Güemes, J. C. Moreno Saiz, & S. Ortiz (Eds.), *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España. Adenda 2008* (pp. 30–31). Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino) - Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas.
- Lorite, J., Peñas, J., **Algarra, J. A.**, & Blanca, G. (2008). *Polygala balansae* Coss. In A. Banares, G. Blanca, J. Güemes, J. C. Moreno Saiz, & S. Ortiz (Eds.), *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España. Adenda 2008* (pp. 40–41). Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio

Ambiente, y Medio Rural y Marino). Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas.

- Benavente, A., Garrido, A., **Algarra, J. A.**, & Blanca, G. (2008). *Erodium cazorlanum* Heywood. In A. Bañares, G. Blanca, J. Güemes, J. C. Moreno Saiz, & S. Ortiz (Eds.), *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Adenda 2008* (pp. 94–95). Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino). Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas.
- **Algarra, J. A.**, Martínez Lirola, M. J., & Blanca, G. (2008). *Laserpitium latifolium* subsp. *nevadense* Mart. Lirola, Molero Mesa et Blanca. In A. Bañares, G. Blanca, J. Güemes, J. C. Moreno Saiz, & S. Ortiz (Eds.), *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Adenda 2008* (pp. 42–43). Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino). Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas.
- Medina Cazorla, J. M., Pérez-García, F. J., Garrido-Becerra, J. A., Martínez-Hernández, F., Mendoza, A. J., Romera, M. C., **Algarra, J. A.**, Pérez La Torre, A. v, & Mota, J. F. (2007). Análisis biogeográfico de la flora de dolomías de Andalucía: ensayo preliminar. In M. Paracuellos (Ed.), *Ambientes mediterráneos. Funcionamiento, biodiversidad y conservación de los ecosistemas mediterráneos* (pp. 241–252). Instituto de Estudios Almerienses (Diputación de Almería).
- **Algarra, J. A.**, Blanca, G., Gutiérrez Carretero, L., & Navarro, F. B. (2006). *Haplophyllum bastetanum* F.B. Navarro, V.N. Suá. Sant. et Blanca. In A. Bañares, G. Blanca, J. Güemes, J. C. Moreno, & S. Ortiz (Eds.), *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Addenda 2006* (pp. 22–23). Dirección General para la Biodiversidad-Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas.
- Lahora, A., Cueto, M., & **Algarra, J. A.** (2006). *Vicia altissima* Desf. In A. Bañares, G. Blanca, J. Güemes, J. C. Moreno, & S. Ortiz (Eds.), *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Addenda 2006* (pp. 36–37). Dirección General para la Biodiversidad-Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas.
- **Algarra, J. A.**, Garrido, A., Luque Moreno, P., Benavente, A., & Blanca, G. (2006). *Hormathophylla reverchonii* (Degen et Hervier) Cullen et T.R. Dudley. In A. Bañares, G. Blanca, J. Güemes, J. C. Moreno, & S. Ortiz (Eds.), *Atlas y Libro Rojo de la Flora*

## AVANCES EN LA GESTIÓN INTEGRAL DE FLORA EN MONTAÑA MEDITERRÁNEA

*Vascular Amenazada de España. Addenda 2006* (pp. 46–47). Dirección General para la Biodiversidad-Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas.

- Pujadas, A., Plaza, L., Triano, E., & **Algarra, J. A.** (2005). *Orobanche icterica* (Orobanchaceae) revisited. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 148, 117–124.

(IF: 2.4; JCR Category: PLANT SCIENCES; JCR Ranking: Q2 (106/238))

- Blanca, G., Gutiérrez Carretero, L., Benavente, A., Lorite, J., **Algarra, J. A.**, Galiano, J. A., & Nieto, D. (2004). *Galium erythorrhizon* Boiss. & Reut. In A. Bañares, G. Blanca, J. Güemes, J. C. Moreno, & S. Ortiz (Eds.), *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España: Vol. 2a* (p. 916). Dirección General de Conservación de la Naturaleza.
- Martínez Lirola, M. J., Gutiérrez Carretero, L., **Algarra, J. A.**, Rivas Rangel, A., Luque Moreno, P., Rodríguez Vizcaíno, F., Sánchez Morenilla, D., & Martín Arévalo, T. (2003). *Atropa baetica* Willk. In A. Bañares, G. Blanca, J. Güemes, J. C. Moreno, & S. Ortiz (Eds.), *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España (2ª*, pp. 620–621). Dirección General de Conservación de la Naturaleza.
- Blanca, G., Gutiérrez Carretero, L., **Algarra, J. A.**, Luque Moreno, P., & Hierro, M. J. (2003). *Lithodora nitida* (Ern) R. Fern. In A. Bañares, G. Blanca, J. Güemes, J. C. Moreno, & S. Ortiz (Eds.), *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España: Vol. 2ª* (pp. 772-773). Dirección General de Conservación de la Naturaleza.
- Acedo, C., Acevedo, A., Alfonso, L., Albert, M. J., Alcaraz, D., **Algarra, J. A.**, & et al. (2003). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España. Taxones prioritarios* (Á. Bañares, G. Blanca, J. Güemes, J. C. Moreno, & S. Ortiz, Eds.). Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente.



## ***AGRADECIMIENTOS***

Este puede ser para mi el capítulo más difícil de escribir. Sois tantos a los que os tengo tanto que agradecer que temo que alguien se quede en el tintero ahora que el cansancio del final me tiene rendido. Por ello, y por puro pudor, no entraré a enumeraros a todos, evitando también tener que elegir un orden de entrada que se me hace imposible. El camino ha sido largo y complicado en muchos momentos (algunos especialmente duros) pero todos me habéis ayudado a seguir hasta el final, muchos sin saberlo.

En primer lugar, debo agradecer a mis directoras el ánimo, predisposición, apoyo y empuje que he recibido de ambas. Por lo fácil que ha sido colaborar con vosotras en todas las publicaciones y la mejora significativa que ha supuesto vuestra colaboración en ellas. Paloma, gracias a tu iniciativa y valentía nos conocimos (en buena hora) y empezamos a trabajar juntos. Esta experiencia tan fructífera me trajo de vuelta al camino cuando ya lo daba por perdido. Con una humana sencillez me has llevado y acompañado por caminos internacionales de un enorme nivel académico, aunque en estos tiempos se mida todo en *impact factor*. Te agradezco infinitamente que me aceptaras como doctorando y creyeras en mí. Mar, no hablaré de tu apoyo y predisposición, pero sí de tu capacidad intelectual. Siempre me ha sobrecogido lo mucho que sabes (y guardas). Gracias a ti me he atrevido a transitar muchos caminos científicos que no sabía que existían. Por todo esto y mucho más,

mil gracias a las dos. Y gracias, como no, a Julio Peñas que, en tu papel de tutor, siempre has acudido a ayudarme en todo lo que ha podido.

También me gustaría agradecer a mis “maestros” de botánica que supieron darle la vuelta a mi carrera de zoólogo para convertirme en botánico. Botánicos de la “vieja escuela” que le daban un carácter único al Departamento de Botánica. Allí pasé unos años muy intensos y parafraseando a Tolkien podría decir “*No conozco a la mitad de ustedes, ni la mitad de lo que querría [...]*”. Y así me llevé unas magníficas amistades que no honro con el tiempo que se merecen. De todos ellos tengo que nombrar a Gabriel, no solo por su enorme conocimiento de botánica, sino por la confianza, paciencia, bondad y oportunidad que me concedió de trabajar con él hombro con hombro. Mucho aprendí y fue en esa época donde me animé a realizar los cursos de doctorado. Siempre te estaré agradecido y nunca olvidaré tus palabras cuando al final de esa etapa opté por marcharme... Gracias de corazón.

De igual manera, la etapa donde desarrollé estos trabajos de investigación que presento en esta tesis (y otros que no han visto la luz) fué igualmente rica, tanto en compañeros con los que trabajé como en proyectos que me dejaron diseñar y ejecutar. Especialmente gracias a Jose Manuel Quero, José María Irurita y a Carmen Rodríguez en este aspecto, aunque han sido muchos los que han hecho posible que se lleven a cabo. Me gustaría también agradecer la amistad y paciencia que mostraron conmigo muchos compañeros, así como lo que me enseñaron tanto en el ámbito técnico-científico como en el personal. Son muchos los amigos que me ayudaron, tanto de la Consejería (hoy denominada de Sostenibilidad, Medio Ambiente y Economía Azul) como de la Agencia, de Tragsa o de otras Universidades y centros de Investigación (algunos han pasado por varias). De vosotros aún sigo aprendiendo todos los días, gracias.

Tengo que darle especialmente las gracias a la persona que me abrió los ojos a la alta montaña y, más concretamente, a la nieve. Gracias a Gonzalo Muñoz y a su padre Antonio descubrí todo un mundo invernal que antes me había pasado desapercibido. Y de esa fascinante montaña tan distinta a la que habitualmente visitaba en verano, surgieron muchas preguntas y observaciones que dieron su fruto en numerosos trabajos, entre ellos dos de los que se integran en el compendio que es esta tesis.

Otro descubrimiento en mi desarrollo que merece mención y agradecimiento especial es Antonio Pérez Luque (“Antonio de la Arenaria” será siempre para mí). Por su culpa descubrí R, aunque creo que no era su intención. Consiguió sembrar en mí la curiosidad y me permitió descubrir el software que mejor se adaptaba a mi perfil y necesidad, un programa que unía la programación y la estadística sin límites y además es

colaborativo. Muchas gracias por aquello y por tu disposición siempre a aclarar, discutir y hablar de todo (también de estadística).

Gracias a todos los coautores que me han dado la oportunidad de aprender con ellos mientras disfrutaba del proceso, obteniendo además unos resultados de los que me siento muy orgulloso y honrado a la vez. Gracias a Miguel Cueto, Julián Fuentes y Gabriel, echo de menos muchísimo esas excursiones que hacíamos... Gracias también al equipo que formamos en el trabajo del polen, que me dió la oportunidad de trabajar con tremendos profesionales y mejores personas como Javier Herrero, Manuel Delgado o Consuelo Díaz de la Guardia. Estoy deseando coincidir en otra más, fué un trabajo transversal divertido, emocionante y muy enriquecedor.

No quiero olvidar agradecer a los numerosos revisores que, de forma anónima, han contribuido significativamente (\*\*\*) a mejorar los artículos. Tengo la sensación de no haberlo dejado suficientemente claro en todos.

Por supuesto, mi profundo agradecimiento a todos los miembros del tribunal, tanto los titulares como los suplentes que han aceptado sin reservas y voluntariamente. Muchas gracias Pedro Castón, Gabriel Blanca, Rut Sánchez, Rocío Pérez, Juan Arroyo, y Joana Cusarch. Estoy seguro que vuestro examen y observaciones serán muy enriquecedoras, serán la guinda al duro trabajo detrás de esta tesis.

Gracias también a mis amigos que pese a la distancia impuesta por la falta de tiempo y energía, han estado siempre ahí con una paciencia estoica. Estoy deseando devolveros parte del tiempo robado. Gracias por estar ahí, por los ánimos, por vuestra amistad y por no haberme dicho nunca “¿Todavía no has terminado la tesis?” aunque seguro que lo pensábais. Os echo de menos. Gracias a los amigos de la peña de fútbol, fué un descubrimiento, lástima de lesiones pero amenaza con volver. Gracias a los amigos de Almuñécar, que cuando llevaba mi enfermedad en discreto silencio, me animaron mucho sin saberlo. Sois muchos mis amigos y escasa mi habilidad para expresar lo que siento. Gracias a las madrinas y a los padrinos de mis hijos, que transitan entre la amistad y la familia... y de tantos apuros nos salváis.

Debo agradecer a mi familia el que hoy esté escribiendo esto, al final del duro camino que ha sido. Pasando por duros trances de fallecimientos, lesiones graves, una pandemia y una dura enfermedad que paró mi vida en seco. Gracias Mar por arroparme, animarme, apoyarme, mostrarme la paciencia que deberíamos tener todos. Por cuidarme y aguantarme en mis bajos momentos sin un solo reproche. Has sido mi faro y mi pilar. Eres la luz de mi vida, mi compañera... siempre. Y gracias a mis chiquillos, que son los que más

veces me han dicho eso de “¿Ya has terminado la tesis?”, con un anhelo que me partía el corazón. En realidad, es por ellos que he llegado al final de este camino. Cuando la enfermedad llamó a mi puerta y me hizo sentir cuán frágil y fugaz es la vida... Una vez recuperada mi “sensatez”, fueron ellos los que me dieron fuerzas. Pensé mucho en qué podría dejarles y medité bastante (aparte de legarles lo meramente económico). Quise dejarles algo que les acompañara siempre y que no pudieran perder de ningún modo: un camino de perseverancia y tesón para alcanzar sus objetivos. Ahora que tienen una edad suficiente para recordarlo, quise mostrarles el ejemplo de lucha, sacrificio y premio al final del camino. Habría sido más sencillo relajarme y disfrutar del día a día, pero sentí la necesidad de mostrarles algo importante que recordar y atesorar, sobre todo cuando ya no pueda acompañarlos.

Pido disculpas de antemano, si alguien esperaba ser nombrado y no aparece explícitamente, pero estoy seguro de haberlo incluido en mis pensamientos cuando redactaba estas palabras y figura implícitamente en uno o varios de los párrafos que he escrito.

# ÍNDICE GENERAL

<b>LISTA DE PUBLICACIONES.....</b>	<b>5</b>
A. Compendio de publicaciones de la tesis.....	5
B. Otras publicaciones relacionadas.....	6
<b>AGRADECIMIENTOS.....</b>	<b>13</b>
<b>ÍNDICE GENERAL.....</b>	<b>17</b>
<b>RESUMEN / ABSTRACT.....</b>	<b>21</b>
(1) Seguimiento de flora amenazada y taxonomía.....	22
(2) El papel de la nieve en restauración vegetal en alta montaña mediterránea.....	23
(3) Las emisiones de polen como indicador de seguimiento de los pastizales de alta montaña.....	24
(4) El componente social en la conservación de flora.....	24
<b>INTRODUCCIÓN GENERAL.....</b>	<b>27</b>
<b>OBJETIVOS.....</b>	<b>31</b>
<b>CAPITULO I. Seguimiento de flora amenazada y taxonomía.....</b>	<b>33</b>
Introducción.....	33
Objetivo.....	34
Metodología.....	35
Resultados.....	37
Discusión y Conclusiones.....	43
<b>CAPITULO II. El papel de la nieve en restauración vegetal en alta montaña mediterránea.....</b>	<b>45</b>
Introducción.....	45
Objetivo.....	48
Metodología.....	49
1. Selección de taxones.....	50
2. Selección de variables experimentales y localización.....	51
3. Análisis Estadístico.....	55
Resultados.....	56
Discusión.....	61
Conclusiones.....	65
<b>CAPITULO III. Las emisiones de polen como indicador de seguimiento de los pastizales de alta montaña.....</b>	<b>67</b>
Introducción.....	67
Objetivo.....	71
Metodología.....	71
1. Descripción del área de estudio.....	71
2. Descripción del grupo taxonómico objetivo.....	73
3. Datos aerobiológicos.....	73
4. Datos hidro-meteorológicos.....	74
5. Usos del suelo.....	75
6. Análisis Estadístico.....	75

Resultados.....	76
1. Datos aerobiológicos.....	76
3.2. Datos hidrometeorológicos.....	78
3. Relaciones entre los datos polínicos e hidrometeorológicos.....	79
4. Relaciones entre polen y cambios del uso del suelo.....	80
Discusión.....	83
1. Relaciones entre los datos polínicos e hidrometeorológicos.....	83
2. Relaciones entre el polen y los cambios de uso del suelo.....	86
Conclusiones.....	88
<b>CAPITULO IV. El componente social en la conservación de flora.....</b>	<b>89</b>
Introducción.....	89
1. Contexto social y gestión adaptativa para la sostenibilidad de la biodiversidad....	89
2. Capital natural y capital social.....	91
3. Construcción social para proteger la biodiversidad en Europa y España.....	93
4. Vulnerabilidad de la diversidad florística en España.....	95
5. ¿Por qué una encuesta para proteger la biodiversidad florística y asegurar su sostenibilidad?.....	95
Objetivo.....	97
Metodología.....	98
1. Encuesta, Recogida de Datos y Área de estudio.....	98
2. Análisis Estadístico.....	99
2.1. Representatividad de la muestra.....	99
2.2. Correlación entre todas las variables.....	99
2.3. Independencia respecto de las variables demográficas.....	99
2.4. Compromiso con la conservación.....	100
2.5. Herramientas y software utilizado.....	100
Resultados.....	101
1. Resultados Descriptivos.....	101
1.1. Recogida de datos y representatividad de la muestra.....	101
1.2. Respuestas.....	101
Preferencias en las vacaciones y afinidad por la naturaleza / Vacation preferences and affinity with nature.....	101
Permeabilidad Social / Social Permeability.....	104
Conocimiento sobre protección ambiental y de flora / Knowing about environment protection and plants.....	104
Desafíos personales / Individual encounters.....	107
Propiedad privada y Valores de conservación / Private property and conservation values.....	107
Desarrollo industrial y conservación / Industrial development and conservation.....	108
Gastos gubernamentales para proteger la flora / Government expenditures to protect flora.....	108
2. Resultados Analíticos.....	110
2.1. Correlación entre variables.....	110
2.2. Independencia respecto a las variables demográficas.....	111

## AVANCES EN LA GESTIÓN INTEGRAL DE FLORA EN MONTAÑA MEDITERRÁNEA

2.3. Compromiso con la conservación.....	114
Discusión.....	116
1. Toma de datos.....	116
2. Correlación entre variables.....	119
3. Independencia respecto a las variables demográficas.....	120
4. Compromiso con la conservación.....	120
Conclusiones.....	121
<b>DISCUSIÓN GENERAL.....</b>	<b>125</b>
<b>CONCLUSIONES GENERALES.....</b>	<b>131</b>
<b>BIBLIOGRAFÍA.....</b>	<b>133</b>



## **RESUMEN / ABSTRACT**

En las últimas dos décadas, la biología de la conservación de flora ha disfrutado de una evolución exponencial, tanto en el aspecto más puramente científico como el experimental, con una aplicación directa sobre la gestión. Desde el momento de iniciar esta tesis doctoral, se adoptó una estrategia integradora de la perspectiva científica, experimental y de gestión para la biología de la conservación. A partir del conocimiento de base tanto práctico (gestión directa) como científico, se orientó la investigación hacia aquellas áreas con escasos o, en ocasiones, clara ausencia de trabajos previos.

Esta tesis se asienta sobre cuatro pilares, que vienen a dar respuesta a distintos aspectos inéditos que enriquecen la gestión de flora amenazada y/o exclusiva de alta montaña. Cada uno de ellos ha dado lugar a la publicación y debate de los resultados en el mundo académico internacional previos a la presentación de este trabajo académico por compendio de artículos. Algunos de ellos han resultado tan productivos que abarcan diversos aspectos de la protección de la vegetación e, incluso, de la biodiversidad en general. Los estudios realizados se han llevado a cabo en las Sierras Béticas, concretamente en el marco incomparable de Sierra Nevada y la Sierra de la Almijara (SE de España, Granada), a excepción del último bloque sociológico, que abarca a todo el territorio español.

Siguiendo un orden lógico más que cronológico (de cada publicación), se presentan los trabajos en la siguiente secuencia: (1) Se aborda el aspecto taxonómico, que podría ser el aspecto más “tradicional” del estudio de la flora, sin dejar de ser imprescindible su actualización de cara a la gestión. Podría considerarse como el punto obligado de partida para cualquier trabajo botánico de conservación o gestión. (2) Se analiza el efecto de la nieve (entre otros factores) en las restauraciones de flora de alta montaña, con unos resultados que tienen aplicación directa en la planificación de la gestión y las futuras iniciativas de restauración en los entornos de alta montaña. (3) Se testea el Índice Polínico como potencial indicador transversal de numerosas variables ambientales. Sobre todo en el seguimiento remoto de grandes masas de vegetación. En el caso de este estudio, se centra en las gramíneas de montaña, aunque este modelo ha resultado válido para implementarlo en otro tipo de vegetación. Los resultados muestran una enorme capacidad para convertirse en un indicador de alerta temprana de grandes grupos de vegetación con un coste económico muy reducido. Y por último pero no menos importante, (4) la actividad antropogénica es un aspecto obligado a considerar en los planes y los programas de protección de la biodiversidad, porque la actividad humana es un determinante de la biodiversidad. Desde esta perspectiva, se aborda el aspecto sociológico en relación a la conservación, donde la escasez de trabajos previos sobre flora amenazada es ostensible. Mediante una técnica cuantitativa de análisis (la encuesta) se toma el pulso de la sociedad española respecto a su compromiso con la conservación de la biodiversidad en general y de la flora amenazada en particular. Sus resultados muestran, no solo la opinión general respecto a estos temas, si no que pone el foco de atención en las deficiencias que se detectan y que tienen aplicación directa en la gestión e investigación.

En su conjunto, estos cuatro bloques proporcionan una serie de herramientas que vienen a cubrir ciertas necesidades detectadas en la investigación y la gestión. Todas ellas están diseñadas para tener una aplicación directa de cara a la gestión adaptativa, con gran utilidad que repercutirá en una mayor eficiencia en el desempeño de dicha gestión una vez aplicadas.

## **(1) Seguimiento de flora amenazada y taxonomía**

El género *Narcissus* L. es un grupo de gran complejidad taxonómica que tiene una buena representación en la región mediterránea. Concretamente, de la sección *Pseudonarcissus* el sur de la Península Ibérica cuenta con varios taxones de interés en la conservación de flora. Sin embargo, en la Sierra de la Almirajara, hasta el año 2000

prácticamente no se tuvo la certeza de su presencia allí. Las primeras citas y noticias de este taxón en sierras condujeron a su identificación, que según el autor de cada cita, lo consideraba como *Narcissus longispathus* o *N. nevadensis*. Después de su reconocimiento en su propio hábitat y consideración como especie amenazada, se tuvo oportunidad de prestarle más atención de cara a la gestión de flora amenazada. Esta dedicación dió sus frutos al comprobar que sus características detalladas no acaban de coincidir con ninguno de los taxones con los que está tan emparentado.

Finalmente, se pudo comprobar que era algo intermedio y, debido a esa proximidad, se consideró más oportuno agruparlos como subespecies de *Narcissus nevadensis*. Quedando claramente identificados tanto morfológicamente como genéticamente y separados geográficamente. Esta consideración confiere al nuevo taxón descrito un rango de amenaza mayor que cualquiera de sus parientes próximos. Aparte del interés taxonómico descriptivo, es una información necesaria de cara a la estrategia de inversión de los esfuerzos en gestión de flora amenazada.

### **(2)El papel de la nieve en restauración vegetal en alta montaña mediterránea**

Al abordar este aspecto, se ha tenido como objetivo analizar los efectos que la capa de nieve puede tener sobre la supervivencia de plántulas de un año de 15 taxones diferentes en altas montañas mediterráneas (Parque Nacional de Sierra Nevada, SE España), con el fin de disponer de criterios más claros para la planificación y gestión de los esfuerzos de restauración en estos entornos. También se revisa la influencia de variables poco exploradas hasta el momento, utilizando como valor de referencia las tasas de supervivencia de las plántulas realizadas en el ensayo de restauración ecológica. Los datos de supervivencia analizados se basan en seis variables para evaluar sus efectos. Los resultados confirman que la permanencia de la nieve es un factor favorable para la plántula, independientemente de la comunidad vegetal. Por el contrario, un tipo concreto de sustrato (piedras y rocas) destaca por ser claramente desfavorable, independientemente de otras variables. Tanto para la altitud como para la radiación solar, se ha observado un empeoramiento del ratio de supervivencia a medida que aumentan. Se demostró que todos los rangos geográficos de la especie eran desfavorables para aquellos taxones de distribución boreo-alpina. Finalmente, la comunidad vegetal no tiene una influencia significativa en la supervivencia de las plántulas. Estos resultados proporcionan indicaciones novedosas para mejorar los resultados de las primeras etapas de los trabajos

de restauración en la alta montaña mediterránea. También es valioso para la gestión y catalogación de flora amenazada y tiene aplicaciones directas en Planes de Recuperación y Listas de Protección.

### **(3) Las emisiones de polen como indicador de seguimiento de los pastizales de alta montaña**

En este estudio se explora la dinámica de evolución temporal de los pastizales de alta montaña mediterránea (concretamente en Sierra Nevada, SE de España). El indicador utilizado es la emisión de polen (Pollen Index, PI) respecto a dos aspectos importantes: la incidencia de la dinámica de la nieve junto con otros parámetros hidrometeorológicos y los cambios de uso del suelo, que pueden influir en la evolución de los pastizales a lo largo del tiempo. Los resultados revelan que las emisiones de polen en los últimos 25 años han mostrado una ligera tendencia a la baja, con grandes fluctuaciones interanuales, que son consecuencia de diversos factores ambientales, tanto generales como específicos de la zona. Uno de los parámetros más influyentes en las concentraciones de polen es la capa de nieve, lo que refuerza la importancia de la presencia de mantos de nieve como recurso hídrico fuera de la temporada invernal en los ambientes de alta montaña mediterránea. Los cambios de uso del suelo experimentados en la zona son un motor de cambio, especialmente por las pérdidas experimentadas en las últimas décadas en los hábitats preferidos de muchas especies de gramíneas. Se puede concluir que la vulnerabilidad de estos ecosistemas se verá afectada por un aumento de las temperaturas invernales y/o una disminución de las precipitaciones (cambio climático), además del aumento en la intensidad de las actividades antropogénicas sobre el uso del suelo. En este contexto, el PI se muestra como un indicador útil para detectar y cuantificar el cambio global dada su sensibilidad a los cambios, tanto antrópicos como hidrometeorológicos. Además, dispone de un amplio rango de capacidad de detección espacial y discriminación por dimensiones altitudinales que le confiere unas propiedades con gran potencial.

### **(4) El componente social en la conservación de flora**

Conservar la biodiversidad en un contexto de cambio global es un reto para la sostenibilidad de la vida tal y como la conocemos. Los trabajos científicos de protección, y en particular para la flora, a menudo adolecen de enfoques interdisciplinares que consideren

## **AVANCES EN LA GESTIÓN INTEGRAL DE FLORA EN MONTAÑA MEDITERRÁNEA**

la dinámica humana. El capital natural y el capital social pueden contribuir a vincular los análisis de las ciencias experimentales y sociales con una gestión adaptativa integral que preserve la naturaleza. Metodológicamente, se ha utilizado la encuesta para conocer de forma aproximada la voluntad de la población española de proteger la flora amenazada. En el estudio, la población encuestada se estructura en función de su compromiso para la conservación de la biodiversidad en dos grupos: pro-conservacionista y pro-utilitario. Los resultados son contundentes, ya que indican un elevado compromiso de la sociedad española con la conservación en aspectos tales como tasas o limitaciones legislativas a los propietarios. También permite dejar patente una deficiencia en la transferencia de los esfuerzos realizados desde la gestión hacia la sociedad en general. Se aconseja a los gestores reforzar este punto. Se puede concluir que la encuesta, como herramienta, permite conocer la realidad social de partida, detectar debilidades y deficiencias que permitan adaptar la gestión a esa realidad, además de replicar trabajos longitudinalmente para conocer la evolución de las medidas y, de forma indirecta, acercar la realidad de la conservación a las personas encuestadas.



«Virtud es conocer esas yerbas, que, según yo me voy imaginando, algún día será menester usar de ese conocimiento.»

- Cervantes, Quijote (I, 10)

## **INTRODUCCIÓN GENERAL**

Las montañas surorientales de la Península Ibérica destacan como un lugar con una gran diversidad florística además de cómo un hotspot con especial concentración de especies endémicas en la Región Mediterránea (Myers et al. 2000), siendo especial el caso de Sierra Nevada (Blanca et al. 1998). Son bien conocidas las distintas causas de esta gran diversidad vegetal, así como su estrecha vinculación con las especies amenazadas. Muchas de estas causas son fruto de las características edáficas y climáticas de este entorno. Es por tanto necesario un conocimiento florístico “base” donde se cimentan el resto de observaciones, indicadores e índices de seguimiento con base en la flora y vegetación.

En restauraciones vegetales, habitualmente se tiene en cuenta la importancia de distintas variables como pendiente del terreno, comunidad vegetal perseguida, cobertura vegetal, orientación, etc., a la hora de diseñar los planes de recuperación. Sin embargo, en zonas de media y alta montaña, el efecto de la nieve y otros factores climáticos como el viento o la insolación, tienen un papel protagonista en la instalación y crecimiento de las plantas (Köner 2003; Rumpf et al. 2014), por lo que dichos factores podrían marcar la

diferencia entre una actuación para la gestión exitosa o un fracaso generalizado al margen de las variables utilizadas tradicionalmente.

En cumbres en la montaña mediterránea, destaca la frecuente presencia de acumulaciones de nieve temporales (conocidos como “neveros” en Sierra Nevada) fuera de la época de nevadas (invierno y primavera). En ocasiones, estos neveros pueden perdurar hasta la temporada siguiente, aunque su permanencia resulta muy dependiente de las condiciones climáticas prevalentes cada año. Para poder sobrevivir, las plantas que habitan en estos lugares deben estar adaptadas a esta dinámica y su supervivencia condicionada de algún modo a la permanencia de nieve.

Entre los cambios en las condiciones ambientales que ocurren actualmente, presumiblemente el calentamiento global tiene el mayor potencial para cambiar las especies que conforman las comunidades vegetales (Walther et al. 2002; Parmesan 2006). En un escenario de cambio climático, donde se espera un aumento de la temperatura y disminución de las precipitaciones en la montaña mediterránea (Nogués Bravo et al. 2008), la nieve tiende a convertirse en un recurso cada vez más escaso. Si se demuestra su vinculación con el reclutamiento de nuevas plántulas en las comunidades vegetales, será necesario tener en cuenta esta variable en la gestión de las comunidades vegetales de alta montaña, pudiéndose estimar hasta qué punto se dificultará la regeneración de comunidades vegetales en zonas montañosas a la espera del nuevo escenario climático.

En este marco, el análisis y seguimiento de las condiciones climáticas y de la dinámica evolutiva de las comunidades vegetales se convierten en actuaciones fundamentales tanto para conocer la tendencia de cambio como la intensidad del mismo (Zamora et al., 2016). En Sierra Nevada se viene realizando, desde hace varias décadas, la monitorización y análisis de las condiciones climáticas actuales (y tendencias futuras) de poblaciones vegetales, de diferentes grupos de fauna y ecosistemas acuáticos. En la actualidad diversos trabajos se enmarcan en el Observatorio de Cambio Global de Sierra Nevada (OBSNEV, Bonet et al. 2011) basado en el marco conceptual y los ámbitos temáticos propuestos por la iniciativa Global Change in Mountain Regions (GLOCHAMORE, a través del programa MaB de la UNESCO) y el Global Observation Research Initiative in Alpine Environments (GLORIA).

Para examinar las tendencias de cambio futuro, es conveniente contar con indicadores que permitan prever la intensidad del cambio previsto y la respuesta al mismo, sobre todo cuando se trata de ecosistemas de gran vulnerabilidad, con baja capacidad de resiliencia. Numerosos estudios han puesto de relieve que las concentraciones de polen

atmosférico emitidas por la vegetación durante su proceso reproductivo pueden ser un registro válido para conocer los factores que mayor incidencia tienen sobre el estado actual de la vegetación y su respuesta ante él, así como una herramienta para evaluar el estado de especies amenazadas (Cariñanos et al., 2013).

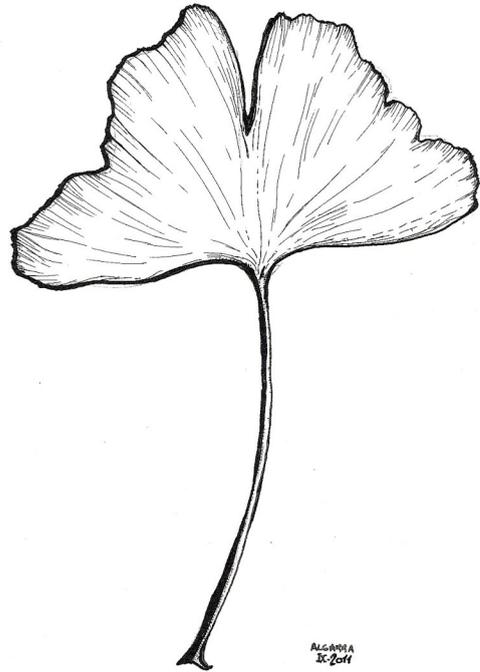
En una sociedad interconectada, donde la globalización afecta a todos los procesos naturales y humanos, la protección de los ecosistemas es un desafío que se debe afrontar desde una perspectiva multidisciplinar. Acercarnos desde las Ciencias Sociales a la gestión de la conservación es un imperativo demandado sistemáticamente desde numerosas publicaciones relacionadas con la Biología de la Conservación, para abarcar conceptos biológicos, culturales y ambientales. Para analizar el comportamiento humano respecto al Medio Ambiente. Ya en 1993 Mittermeier y Bowles plantearon en *Biodiversity and Conservation*, la introducción en la Agenda 21 del concepto sociológico valor -social- para la protección del Patrimonio Ambiental. En total se han analizado más de un centenar de publicaciones con alto índice de impacto que recogen de forma específica la imbricación entre la Biología de la Conservación y las Ciencias Sociales. Algunas de las revistas revisadas han sido *Science, Nature, Conservation Biology, Biological Conservation, Annual Review of Sociology, Ecology and Society, Environmental Sociology, etc.* El objeto de estudio propio de la Sociología es la cultura, el capital social, el conocimiento de los valores y las normas y otros profusos aspectos estructurales que organizan las sociedades y que determinan el comportamiento humano. Desde esta disciplina se ha abordado la dimensión social para ser implementada en la gestión de la biodiversidad, en general, y de la flora en particular.

La memoria se estructura siguiendo el modelo establecido por la comisión de doctorado de la Universidad de Granada de tal modo que incluye: Resumen, Introducción, Objetivos, Metodología, Resultados, Discusión, Conclusiones y Bibliografía. Con el fin de proporcionar una conclusión final que englobe todos los aspectos del modo más sintético posible, se ha incluido un capítulo final llamado Conclusiones generales para diferenciarlo del capítulo anterior (Conclusiones parciales) donde se abordan las conclusiones desde cada uno de los aspectos estudiados (coincidiendo con cada uno de los cuatro artículos incluidos en el compendio). Para adaptar el contenido a este formato se han incluido en cada capítulo, el contenido correspondiente a cada uno de los artículos. De modo que quedaría estructurado de la siguiente manera:

- CAPÍTULO I: **Seguimiento de flora amenazada y taxonomía.** Correspondiente al artículo → **Algarra, J. A.,** Blanca, G., Cueto, M., & Fuentes, J. (2018). New data on daffodils of the *Narcissus nevadensis* complex (Amaryllidaceae) in SE Spain: *N.*

*nevadensis* subsp. *herrerae* subsp. nov., and *N. nevadensis* subsp. *longispathus* comb. nov. *Phytotaxa*, 371(2), 133–139

- **CAPÍTULO II: El papel de la nieve en restauración vegetal en alta montaña mediterránea.** Correspondiente al artículo → **Algarra, J. A.,** Cariñanos, P., & Ramos-Lorente, M. M. (2024). The Role of Snow-Related Environmental Variables in Plant Conservation Plans in the Mediterranean Mountains. *Plants*, 13(6), 783
- **CAPÍTULO III: Las emisiones de polen como indicador de seguimiento de los pastizales de alta montaña.** Correspondiente al artículo → **Algarra, J. A.,** Cariñanos, P., Herrero, J., Delgado-Capel, M., Ramos-Lorente, M. M., & Díaz de la Guardia, C. (2019). Tracking Montane Mediterranean grasslands: Analysis of the effects of snow with other related hydro-meteorological variables and land-use change on pollen emissions. *Science of The Total Environment*, 649, 889–901
- **CAPÍTULO IV: El componente social en la conservación de flora.** Correspondiente al artículo → **Algarra, J. A.,** Ramos-Lorente, M. M., & Cariñanos, P. (2024). Is the Spanish population pro-conservation or pro-utilitarian towards threatened flora? Social analysis on the willingness to protect biodiversity. *Land* (en prensa).



## OBJETIVOS

El **objetivo principal** perseguido es: Proponer nuevas herramientas para la gestión integral de la flora vascular amenazada de media y alta montaña, dirigidas a la ampliación del conocimiento general sobre esta flora en el SE de la Península Ibérica. Para su exitosa consecución se persiguen los siguientes objetivos específicos:

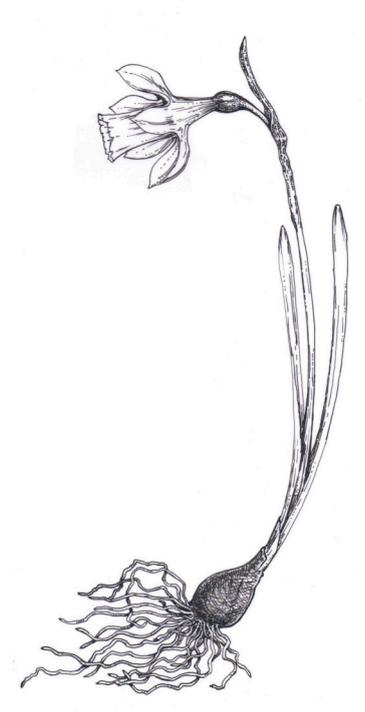
- 1) Analizar los resultados procedentes de las medidas adoptadas en el seno de los Planes de Recuperación de Flora Amenazada en lo referente a la media y alta montaña mediterránea. Se ha desarrollado dentro del Capítulo II - "El papel de la nieve en restauración vegetal en alta montaña mediterránea", y publicado en el artículo: *The Role of Snow-Related Environmental Variables in Plant Conservation Plans in the Mediterranean Mountains*.
- 2) Conocer cuánto y cómo afecta la capa nival a la supervivencia de las plantas, con objeto de poder plantear estrategias de gestión efectivas de cara al futuro,

mediante análisis detallado de las condiciones hidro-meteorológicas y su efecto sobre las comunidades vegetales, y la flora en particular, en zonas de media y alta montaña mediterránea. Se ha desarrollado dentro del Capítulo II - “El papel de la nieve en restauración vegetal en alta montaña mediterránea”, y publicado en el artículo: The Role of Snow-Related Environmental Variables in Plant Conservation Plans in the Mediterranean Mountains.

- 3) Definición y testeo de las capacidades potenciales para el seguimiento de flora y vegetación a través de las emisiones polínicas como indicador. Se ha desarrollado dentro del Capítulo III - “Las emisiones de polen como indicador de seguimiento de los pastizales de alta montaña”, y publicado en el artículo: Tracking Montane Mediterranean grasslands: Analysis of the effects of snow with other related hydro-meteorological variables and land-use change on pollen emissions.
- 4) Profundización en el conocimiento de una serie de especies amenazadas de montaña a nivel taxonómico, demográfico y estado de conservación actualizado. Con especial hincapié en aquellos taxones poco conocidos o dudosos. Se ha desarrollado dentro del Capítulo II - “Seguimiento de flora amenazada y taxonomía”, y publicado en el artículo: New data on daffodils of the *Narcissus nevadensis* complex (Amaryllidaceae) in SE Spain: *N. nevadensis* subsp. *herrerae* subsp. nov., and *N. nevadensis* subsp. *longispathus* comb. nov.
- 5) Analizar el discurso social generado socialmente en materia de flora amenazada. Se ha desarrollado dentro del Capítulo IV - “El componente social en la conservación de flora”, y actualmente en prensa con el nombre: Is the Spanish population pro-conservation or pro-utilitarian towards threatened flora? Social analysis on the willingness to protect biodiversity.

Estos son los objetivos de partida que se plantearon en el Plan de Investigación y que se desarrollan y exponen con mayor detalle en cada uno de los susodichos capítulos.

## CAPITULO I. Seguimiento de flora amenazada y taxonomía



### Introducción

El género *Narcissus* Linnaeus (1753: 289) está ampliamente distribuido en la región mediterránea. Posee una taxonomía muy compleja, incluyendo un amplio y variado número de taxones dependiendo de los autores. Se han descrito entre 26 y 36 especies (Webb, 1980, Zonneveld, 2008) o, incluso, hasta 110 especies reconocidas en *The International Daffodil Register* (RHS, 2017). En la Península Ibérica, se ha aceptado la existencia de 56 taxones (Fernandes, 1951) o 33 taxones (Aedo, 2013), de los cuales 10 a 12 pertenecen a *N.* subg. *Ajax* (Salisb. ex Haworth, 1819: 111) Spach (1846: 432) sect. *Pseudonarcissus* DC. en Redouté (1815: tab. 486). En el sureste de la Península Ibérica se han considerado de 16 especies (Aedo, 2013) a 19 especies (Fernandes, 1951; Navarro, 2011), de las cuales entre una (Aedo, 2013) a tres (Navarro, 2011) corresponden a ese tramo, la mayoría endémicas de la zona (Bañares et al., 2004; Blanca et al. 1999; 2000; 2001). La Península Ibérica es el centro de diversidad de *N.* sect. *Pseudonarcissus*, proponiéndose *N. nevadensis* Pugsley (1933: 62) como la especie ancestral de este grupo (Fernandes 1951). Recientemente, tras análisis moleculares (Zonneveld, 2008; Marques et al., 2017), esta

especie ha sido separada en una sección independiente: *N. sect. Nevadensis* Zonneveld (2008: 130).

El tratamiento de *N. nevadensis* en los últimos tiempos ha sido controvertido. Es un complejo endémico que se encuentra en las sierras Béticas y Subbéticas del sur de la Península Ibérica. Algunos autores (Ríos et al., 1999; Sánchez-Gómez et al., 1998; 2000; Zonneveld, 2008) han aceptado propuestas analíticas del agregado reconociendo hasta cuatro taxones diferentes (ya sea en rangos específicos o subespecíficos), mientras que otros (Fernandes, 1951; Aedo, 2013) han incluido la variabilidad de todo el agregado en el rango de variación de *N. pseudonarcissus* Linnaeus (1753: 289), como *N. pseudonarcissus* subsp. *nevadensis*.

Como parte de este estudio taxonómico sobre la flora del sur Ibérico, se ha llevado a cabo un estudio morfológico del complejo de *N. nevadensis*, que recupera varias entidades discretas, morfológicamente bien caracterizadas y con áreas de distribución discontinuas, que merecen un reconocimiento taxonómico. En particular, las poblaciones presentes en la Sierra de la Almijara (SO de la provincia de Granada, dentro del Parque Natural de las Sierras de Tejeda, Almijara y Alhama) fueron el foco de investigación taxonómica para analizar sus relaciones con el resto de poblaciones béticas y subbéticas de *N. nevadensis* s.l. Aunque fué colectada y depositada en el herbario de la Universidad de Granada en el año 2000, la primera cita de las plantas de la Almijara se remonta al año 2004, cuando fueron adscritas a "*N. longispathus* s.l.". Posteriormente fueron reconsiderados y finalmente asignados a *N. nevadensis* (Navarro, 2011). Sin embargo, las diferencias morfológicas reconocibles con respecto a ambos últimos taxones hicieron que la identificación fuera insatisfactoria.

## Objetivo

El objetivo principal de este capítulo del estudio ha sido aclarar la situación taxonómica del taxon perteneciente al género *Narcissus* encontrado en la Sierra de la Almijara y clarificar la taxonomía del grupo más próximo (*N. nevadensis* Pugsley y *N. longispathus* Pugsley) para establecer diferencias morfológicas consistentes de aplicación directa a la gestión de flora amenazada.

## Metodología

Con el fin de aclarar esta duda taxonómica respecto al narciso encontrado en la Sierra de la Almijara, se realizaron un total de 199 mediciones de 30 caracteres diferentes (Tabla n1) de 187 individuos de poblaciones de Almijara. Las mediciones se realizaron en dos momentos diferentes (172 mediciones en 2005 y 27 en 2016) y reflejan la variabilidad de las 4 poblaciones supervivientes (incluida una población actualmente extinta), algunas de ellas con muy pocos integrantes. Se detectaron diferencias morfológicas ya en 2005 pero, en ese momento, la información genética aún no estaba disponible para apoyar estos datos morfométricos. Todas las mediciones se tomaron en campo sobre material fresco de 3 poblaciones principales, excepto las preparaciones para la lupa que se realizaron en laboratorio pero siempre con material fresco.

**Tabla n1.** Caracteres estudiados en *Narcissus nevadensis* s.s., *N. longispathus* y el taxón localizado en Sierra de la Almijara.

CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS ANALIZADAS
Longitud de las hojas (cm) / Leaves length (cm)
Número de hojas / Number of leaves
Longitud del escapo (cm) / Scape length (cm)
Anchura máxima del escapo / Maximum width (scape)
Longitud de la espata (mm) / Spathe length (mm)
Número de flores / Number of flowers
Color de los tépalos y corona / Colour tepals and corona
Longitud del pedicelo (mm) / Pedicel (mm)
Posición de la flor / Position of the flower
Longitud del tubo del perianto (mm) / Perianth tube length (mm)
Longitud del segmento del perianto (mm) / Perianth segments length (mm)
Posición de los segmentos del perianto / Perianth segments position
Rotación de los segmentos del perianto / Perianth segments rotation
Longitud de la corona (mm) / Corona length (mm)
Perfil de la corona / Corona profile
Margen de la corona / Corona margin
Longitud de las anteras y filamentos / Anther and filament length
Inserción del estambre (mm) / Stamen insertion (mm)
Anchura relativa de la parte media de las hojas / Relative width of semi-leaves
Sección de las hojas / Section of leaves
Anchura de la hoja (mm) / Leaf width (mm)

CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS ANALIZADAS
Profundidad de la hoja (mm) / Leaf depth (mm)
Número de quillas en la hoja / Leaf: Number of keels
Número de pseudoquillas en la hoja / Leaf: Pseudo-keels or angular projections
Tipo de parénquima de la hoja / Leaf: Parenchyma
Sección del escapo / Scape section
Quillas suplementarias del escapo / Scape: Supplementary keels
Parénquima del escapo / Scape: Parenchyma

Además, se revisaron todos los pliegos que se pudieron localizar de los tres taxones en herbarios que se pasa a enumerar a continuación en orden alfabético:

***Narcissus nevadensis* subsp. *herrerae*** (paratypes):—SPAIN. Granada: Alhama de Granada, Arenas del Rey, arroyo de la Venta, 1000 m, 30TVF2281, 25 April 2000, A. Pulido Pastor (MA643254!); ibidem, April 2000, A. Pulido Pastor (MA650886!); Alhama de Granada, Sierra de la Almirajara, 30SVF2781, 12 April 2005, 1100 m, J. Algarra & F. Donaire (GDA62656!); Alhama de Granada, Sierra de la Almirajara, Prados de Machiche, 30SVF2682, 1110 m, 12 April 2005, J. Algarra, F. Donaire & E. Sofos (GDA62654!); ibidem, 30SVF2682, 1118 m, 12 April 2005, F. Donaire & J. Algarra (GDA62655!).

***Narcissus nevadensis* subsp. *longispathus***:—SPAIN: Albacete: Bienservida, Sierra de Alcaraz, Pico de la Sarga, 1600 m, 30SWH4062, 6 April 1993, I. Álvarez & N. Yagüe (MA550692!); Catalmerejos, prados juncuales supramediterráneos, 12 June 1988, P. Ríos, F. Alcaraz & A. Robledo (MA508892!); Paterna del Madera, 30SWH5268, 19 April 1984 (MA329905!); Peñascosa, nacimiento del Río Pesebre, 5 May 1991, S. Ríos (MA508900!). Cuenca: Villar de Olalla, lagunas de Ballesteros, 930 m, 30TWK7227, 17 April 2013, O. García Cardo (MA874864!). Granada: Sierra de Castril, Castril, cabecera del bco. del Buitre, entre cerro de La Pincilla y Picón del Durillo, 30SWG1692, 1790 m, 29 April 2014, J. Fuentes (GDA61292!); Sierra de Castril, Castril, Los Chorreadores, 1700 m, 30SWG1590, 29 April 2014, J. Fuentes (GDA61293!). Jaén: Cazorla, Río Guadalquivir, entre Vadillo Castril y Fuente del Hierro, 30SWG0596, J. Fuentes (GDA62659!); Cazorla, barranco del Guadalentín, 1300 m, 30S WG1495, 27 May 1976, González Rebollar, Muñoz Garmendia & Soriano (MA481477!); Cazorla, de El Chorro al nacimiento del Guadalquivir, 24 March 1992, A. Barra (MA505858!); Cazorla, Linarejos, Fuentes de los Perros, 30S WG0797, A. Benavente (MA774845!); Quesada, Sierra de Cazorla, ad radices montium Cerro Navahonda dictum, iuxta flumen Guadalquivir, 1250 m, 30SWG0289, 6 April 1989, M. Ruiz Rejón (SALA10917!); Sierra de Cazorla, 1500 m, 30SVG0082, 1 April 1984, A. Sañudo & Fdez. Casas (MA827717!); Sierra de Cazorla, Fuentes del Guadalquivir, 19 March 1979, F. Muñoz Garmendia (MA235130!); Sierra de Cazorla, nacimiento del Guadalquivir, 1400 m, 1 April 1984, A. Sañudo & Fdez. Casas (MA827720!); Sierra del Pozo, falda del Pico Cabañas, bordes del arroyo, 1750 m, 30SWG08, 28 March 1978, Molero Mesa (MA235128!); Sierra del Pozo, nacimiento del río Guadalquivir, 1380 m, 4 March 1980, G. López, R. Morales, F. Muñoz Garmendia & E. Valdés (MA235129!); Villacarrillo, Sierra de

Cazorla, Lancha de la Escalera, 1500 m, 30SWH0813, 16 April 1978, *Pajarón* (MA223504!); Villacarrillo, Sierra de Cazorla, Lancha de la escalera, 1500 m, 30SWH0813, 16 April 1978, *Pajarón* (SALA22731!); Villacarrillo, Sierra de las Villas, cerca de Collado del Pereno, 30SWH0914, 8 July 2008, A. Benavente (MA792593!). La Poza, 1500 m, May 1905, E. Reverchon (MA148154!). Murcia: Calar de la Santa, arroyo Blanco, 1180 m, 30SWH7322, 22 April 2007, C. Aedo (MA768730!); Moratalla, Sierra de Villafuerte, 1200 m, 30SWH72, 2 April 1998, Sánchez Gómez & Carrillo (MA624646!); ibidem, 1200 m, 30SWH72, 2 April 1998, Sánchez Gómez & Carrillo (MGC48285!).

***Narcissus nevadensis* subsp. *nevadensis*:**—SPAIN. Granada: Baza, Cortijo Narvárez, Barranco del Peral, 1450 m, 30SWG1241, 29 March 1996, F.B. Navarro (GDAC40578!); Baza, Sierra de Baza, Barranco del Peral, 1450 m, 30SWG1241, 01 April 1995, F.B. Navarro (GDAC40577!); Dornajo, 30SVG60, 11 May 1963, Camacho (GDA239!); Güéjar Sierra, barranco de los Tejos, 30SVG6006, 25 May 1996, M. Ruiz (GDA27981!); Güéjar Sierra, barranco de Soria, 2050 m, 30SVG7416, 25 May 1996, M. Ruiz (GDA27982!); Sierra Nevada, barranco del Maitena, 30SVG81, 17 March 1990, E. García Aguilera & E. García Vargas (GDA31949!); Sierra Nevada, Barranco río Monachil, 1450 m, 30SVG6006, 07 April 1999, M.J. Martínez-Lirola (GDAC43597!); Sierra Nevada, Barranco Tejos, 30SVG7416, April 1995, M. Ruiz & R. Sánchez (GDAC44080!); Sierra Nevada, base del Trevenque, 30SVG50, 28 March 1987, G. Blanca (GDAC43872!); Sierra Nevada, Dornajo, 30SVG60, 11 May 1963, Muñoz Medina (GDAC34278!); Sierra Nevada, Güéjar Sierra, Vacares, orientación sur, 30SVG7204, 15 May 1994, 2250 m, García Aguilera & Travesí Ibáñez (GDA26525!); Sierra Nevada, Río Dúrcal, orientación W, 1700 m, 30SVG50, 18 April 1989, R. Travesí Ibáñez (GDA31948!); Sierra Nevada, barranco Soria, 2050 m, 30S WG6316, 1 May 2010, C. Aedo (MA805736!); Sierra Nevada, juncales sobre sustrato calizo, 1400 m, 29SVG5905, A. Sañudo & Fdez. Casas (MA827769!).

## Resultados

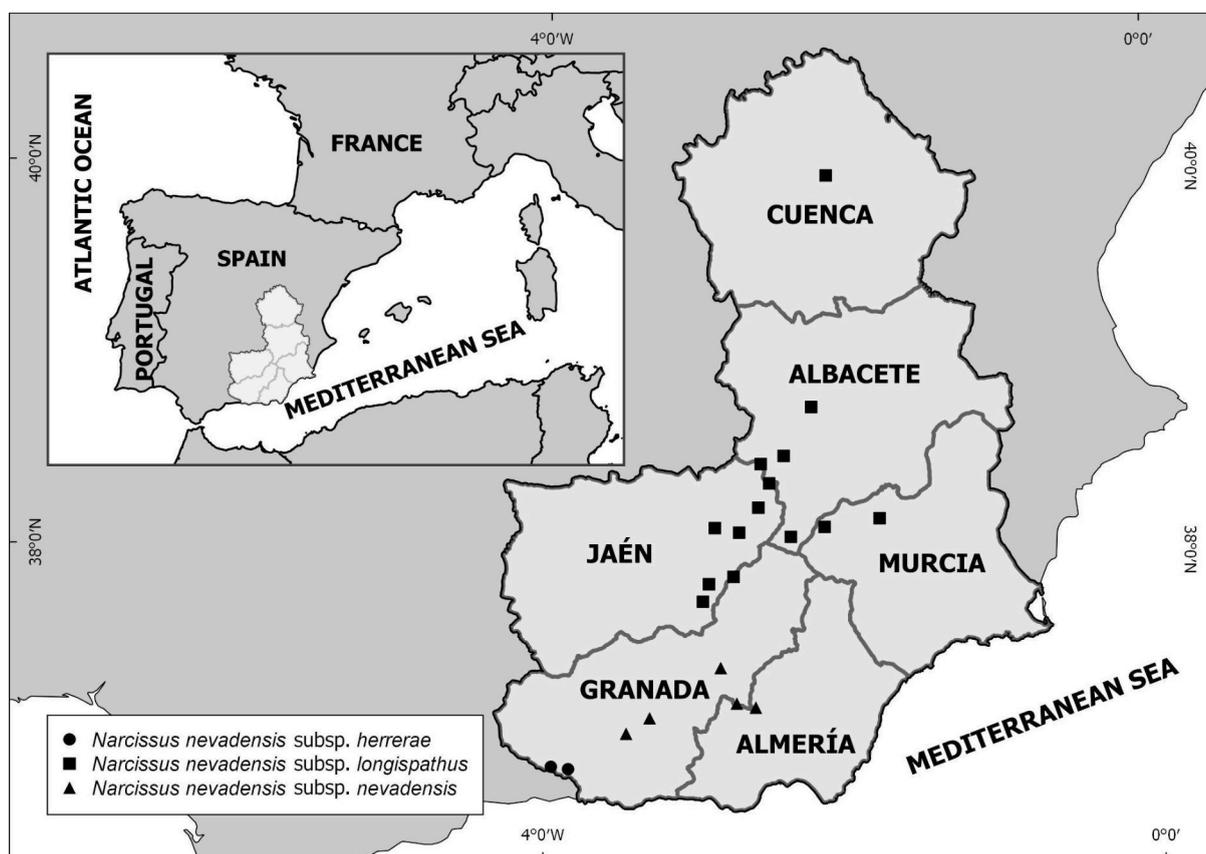
Según los nuevos hallazgos sobre la filogenia de la sect. *Narcissus*, *Nevadensis* (= sect. *Pseudonarcissus* p.p.) en el sur de la Península Ibérica (Jiménez et al., 2009, Medrano et al., 2014, Marques et al., 2017) y del presente estudio morfológico sobre este grupo (Figura n1), describimos aquí una nueva subespecie, *Narcissus nevadensis* subsp. *herrerae* Algarra, Blanca, Cueto & J. Fuentes, y se establece una nueva combinación, *N. nevadensis* subsp. *longispathus* (Degen & Hervier ex Pugsley) Algarra, Blanca, Cueto & J. Fuentes. En consecuencia, se consideran 3 subespecies dentro del complejo *N. nevadensis*: *N. nevadensis* subsp. *nevadensis*, *N. nevadensis* subsp. *longispathus* y *N. nevadensis* subsp. *herrerae*, que se analizan a continuación.

***Narcissus nevadensis* subsp. *herrerae*** Algarra, Blanca, Cueto & J. Fuentes *subsp. nov.* (icono en Figura n2).

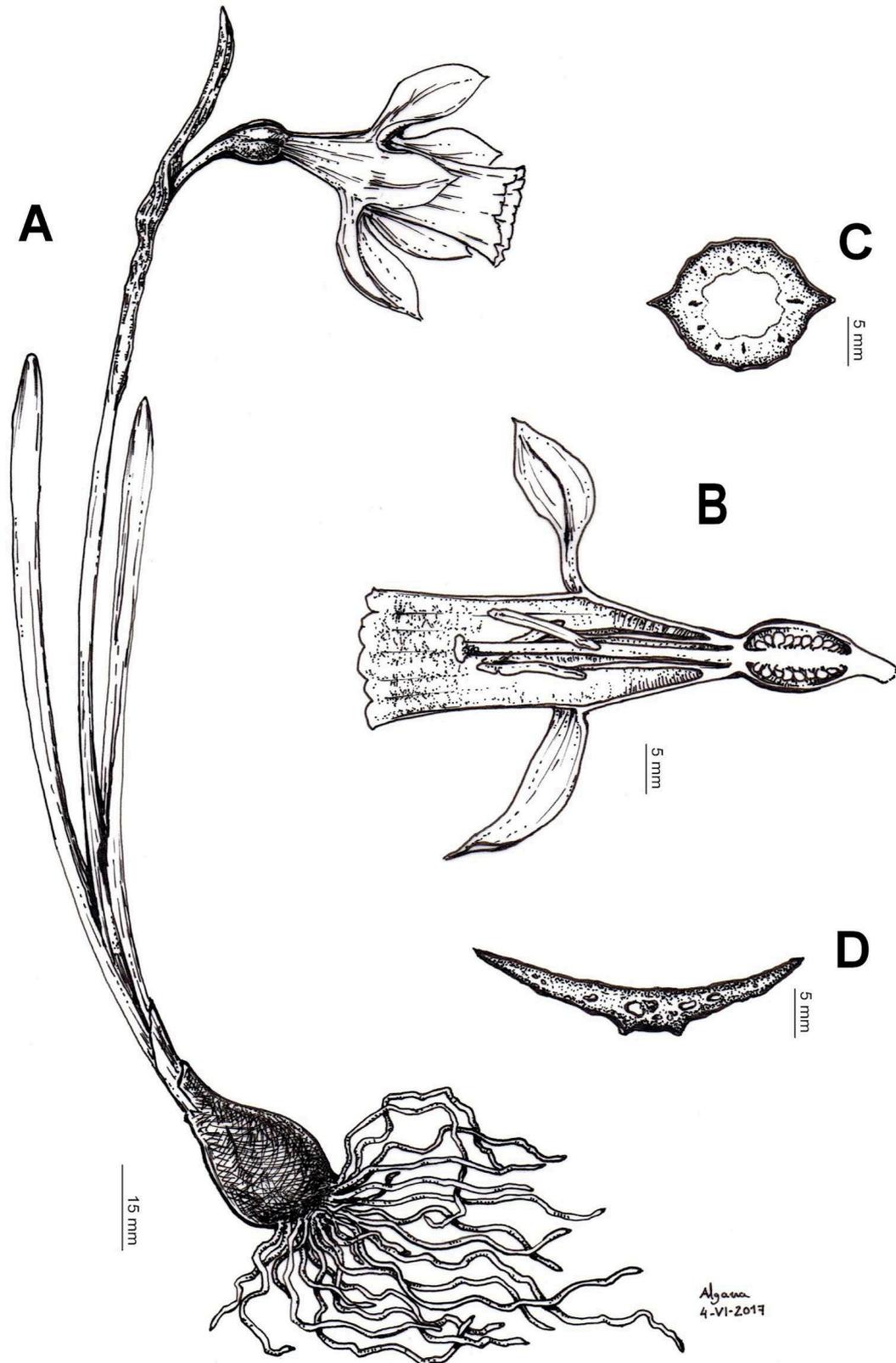
**Tipo:**—ESPAÑA. Granada: Jayena, Sierra de Aljara, bco. de la Culebra, 30SVF2781, 1070 m de altitud, 09 April 2016, pastos higroturbosos sobre piedra caliza dolomítica, *G. Blanca & J. Fuentes* (holotipo: GDA 62658!; isotipo: GDA 62657!, MA!, MGC!, COA!, SEV!).

**Descripción:**—, Hojas más largas que el escapo, con dos quillas; espesor del escapo 5–8 (–9) mm, con sección angular de 2 quillas, con varias quillas más pequeñas suplementarias; espata de 33 a 71 mm de largo; flores solitarias o en umbelas de 2-3 (–4); pedicelos 40–64 mm; tépalos y corona generalmente concoloros; corona de 19 a 30 mm de largo, con dientes crenados.

**Epónimo:**— El epíteto subespecífico es en honor al Dr. Carlos M. Herrera, quien se encargó del estudio molecular de *Narcissus* de la sect. *Pseudonarcissus* en el sur de España, y alentó este trabajo.



**Figura n1.** Mapa de distribución de los taxones estudiados dentro del complejo *Narcissus nevadensis* (basado en observaciones directas). Fuente: Algarra et al. (2018).



**Figura n2.** *Narcissus nevadensis* subsp. *herrerae* (from the isotype GDA 62657). **A** Hábito; **B**. Sección de la flor; **C**. Sección del tallo; **D**. Sección de la hoja. Autoría: J. A. Algarra. Fuente: Algarra et al. (2018).

**Hábitat y distribución:**—*Narcissus nevadensis* subsp. *herrerae* se conoce hasta el momento en una zona montañosa del sur de España, dentro del “Parque Natural de las Sierras de Tejeda, Almijara y Alhama”, en el SO de la provincia de Granada (Figura n1), entre 980 y 1400 m de altitud. Crece en comunidades higrófilas ribereñas que suelen estar degradadas por tratamientos contra incendios y por frecuentes arrastres por tormentas, junto con *Erica erigena* R.Ross en Dandy (1969: 164), *Rubus ulmifolius* Schott (1818: 821), y *Scirpoides holoschoenus* (Linnaeus 1753: 49) Soják (1972: 127).

**Fenología:**—Florece de Marzo a Abril, y fructifica en Junio.

**Estatus de conservación:**—La nueva subespecie descrita es endémica de la Sierra de Almijara, en el suroeste de la provincia de Granada. Por esta razón, se necesitan medidas de conservación legales y de gestión. Según las categorías de la UICN (2012), se considera a *N. nevadensis* subsp. *herrerae* como En Peligro (EN) según los criterios A4 y B1ab(i,ii,iii,iv,v)+2ab(i,ii,iii,iv,v). Se recomienda incrementar la vigilancia en las cabeceras de los ríos para evitar trabajos forestales inadecuados y extracciones incontroladas de agua de los ríos y arroyos del espacio natural protegido (Tabla n2).

**Tabla n2.** Resumen de la información principal sobre la evaluación del estatus de conservación de 5 poblaciones conocidas de *Narcissus nevadensis* subsp. *herrerae*. D: estimación, E: conteo directo. Fuente: Algarra et al. (2018).

Localidad	Población	Área (m <sup>2</sup> )	Amenazas
Arroyo de la Venta	260(D)	10407	Grazing, lowering of phreatic level, predation, illegal collection, climatic change
Barranco de las Golondrinas	238(D)	900	Fire-prevention treatments, lowering of phreatic level, predation, illegal collection, climatic change
Prados de Machiche	12370(E)	17518	Forest treatments, lowering of phreatic level, predation, illegal collection, climatic change
Río Alhama	4(D)	900	Grazing, lowering of phreatic level, predation, illegal collection, climatic change
Los Morros	0(D)	900	Extinct by water abstraction

**Relaciones taxonómicas:**—Según los análisis genéticos en *Narcissus* sect. *Pseudonarcissus* (Jiménez et al., 2009, Medrano et al., 2014, Marques et al., 2017), el tratamiento taxonómico de la sección en publicaciones anteriores (Zonneveld 2008, Navarro 2011), muestra una distinción de especies que parece ser más consistente que la propuesta más reciente en Flora iberica (cf. Aedo 2013), según la cual todos los grandes narcisos de las áreas Bética y Subbética se asignan a una única entidad taxonómica, *N.*

## AVANCES EN LA GESTIÓN INTEGRAL DE FLORA EN MONTAÑA MEDITERRÁNEA

*pseudonarcissus* subsp. *nevadensis*. Los resultados de nuestro estudio morfológico (Tabla n3) muestran que se pueden distinguir tres entidades morfológicamente distintas, que poseen áreas de distribución discontinuas y que merecen reconocimiento en el rango subespecífico. Este tratamiento es coherente con un análisis filogenético previo que muestra tres grupos genéticamente distintos con un tronco principal muy fuerte.

**Tabla n3.** Principales características anatómicas de las tres subespecies de *Narcissus nevadensis*. Fuente: Algarra et al. (2018).

	<i>Narcissus nevadensis</i> subsp. <i>longispathus</i>	<i>Narcissus nevadensis</i> subsp. <i>nevadensis</i>	<i>Narcissus nevadensis</i> subsp. <i>herrerae</i>
Longitud hojas (cm)	40–60	120–130	14.7–80.0
Número de hojas	1–2	1–2	1–3
Longitud escapo(cm)	30–170	80–100	13.0–79.2
Máx. anchura (escapo)	3.7	8.0	11.0
Longitud espata (mm)	60–100	20–60	33–71
Número de flores	1–2(–3)	1–3(–4)	1–3(–4)
Color de tépalos/corona	concoloros	concoloros to discoloros	concoloros (discoloros)
Pedicelo (mm)	40–90	20–30	16–74
Posición de la flor	horizontal	horizontal	horizontal or suberecta
Longitud tubo del perianto (mm)	10–15	15–25	13–22
Longitud segmentos perianto (mm)	25–32	15–20	17–31
Posición segmentos perianto	erecto–patente o patente	patente a erecto–patente	patente a erecto–patente
Rotación segmentos perianto	Girados o no girados	Girados o no girados	Girados o no girados
Longitud corona (mm)	25–30	15–20	19–30
Forma Corona	flat or concave	flat	flat or concave
Margen corona margin	crenado	crenado–dentado	crenado–dentado
Long. antera/filamento (cm)	0.6	-	0.9–1.3
Inserción estambre (mm)	2–3	4–5	3–8
Anchura relativa de zona media de las hojas	asimétricas	asimétricas	asimétricas
Sección de las hojas	Ligeramente acanaladas	Ligeramente acanaladas	aquilladas
Anchura hojas (mm)	7.0	6.7–10.5	5.0–15.0
Profundidad hojas (mm)	0.9–1.0	1.1–1.8	1.1–1.5
Hoja: Número de quillas	4	2	2
Hoja: Pseudoquillas o proyecciones angulares	presentes	ausentes	presentes
Hoya: Parenquima	laxo–lacunoso	laxo–lacunoso	laxo–lacunoso
Sección del escapo	liso	angular con 2 quillas	angular con 2 quillas
Escapo: Quillas suplementarias	ausentes	presentes	presentes

Escapo: Parenquima	fistuloso	fistuloso o lax-lacunose	fistuloso
--------------------	-----------	--------------------------	-----------

La nueva disposición que se propone aquí para ese complejo incluye tres taxones alopátricos (Figura n1). Primero, el recién descrito *Narcissus nevadensis* subsp. *herrerae* está restringida al Parque Natural de las Sierras de Tejeda, Almijara y Alhama (SO de la provincia de Granada). En segundo lugar, *N. nevadensis* subsp. *nevadensis* se encuentra únicamente en el Parque Nacional de Sierra Nevada, el Parque Natural Sierra de Baza y la Sierra de los Filabres (provincias de Granada y Almería). Finalmente, *N. nevadensis* subsp. *longispathus* es taxonómicamente la subespecie más compleja y muestra una distribución más amplia; su extensión se extiende por el Parque Natural de las Sierras de Cazorla, Segura y las Villas, donde se sitúa la localidad tipo (provincias de Jaén y Albacete); el Parque Natural de la Sierra de Castril (provincia de Jaén más zonas adyacentes al NE de la provincia de Granada); algunas zonas limítrofes de las provincias de Murcia y Albacete; y una localidad disjunta en la provincia de Cuenca (citada allí como subsp. *nevadensis* por García Cardo, 2014). Vale la pena mencionar que esta subespecie ha sido frecuentemente aceptada en el rango de especie como *N. longispathus* Degen & Hervier ex Pugley (1933: 54), e incluso algunas de sus poblaciones han sido descritas recientemente también como especies independientes, a saber, *N. segurensis* S. Ríos et al., (1999: 155) y *N. yepesii* S. Ríos et al., (1999: 161), ambos de la Sierra de Segura (provincia de Albacete), *N. alcaracensis* S. Ríos et al., (1999: 160) de la Sierra de Alcaraz (provincia de Albacete), y *N. enemeritoidi* (Sánchez-Gómez et al., 1998: 63) Sánchez-Gómez et al., (2000: 430) de la Sierra de Moratalla (provincia de Murcia). Sin embargo, la confiabilidad de estas cuatro últimas especies no fue confirmada por trabajos moleculares posteriores (Medrano & Herrera 2008, Zonneveld 2008, Jiménez et al., 2009) ni taxonómicos (Navarro 2011). En consecuencia, aquí se sinonimizan con un *N. nevadensis* subsp. *longispathus* ampliamente recircunscrita, combinación que aquí establecemos.

***Narcissus nevadensis* subsp. *longispathus*** (Degen & Hervier ex Pugsley) Algarra, Blanca, Cueto & J. Fuentes *comb. & stat. nov.* ° *N. longispathus* Degen & Hervier ex Pugsley (1933: 54), basionym; ° *N. pseudonarcissus* subsp. *longispathus* (Degen & Hervier ex Pugsley) Fernandes (1933: 54); ° *N. hispanicus* subsp. *longispathus* (Degen & Hervier ex Pugsley) Fernández Casas (2000: 126).

#### Claves para la identificación de las subespecies aceptadas de *Narcissus nevadensis*

1. Flores con tépalos y corona discolora, longitud de la corona 15–20 mm; longitud de los pedicelos 20–30 mm ..... ***N. nevadensis* subsp. *nevadensis***

## AVANCES EN LA GESTIÓN INTEGRAL DE FLORA EN MONTAÑA MEDITERRÁNEA

- Flores con tépalos y corona generalmente concoloros, longitud de la corona 19–30 mm, longitud de los pedicelos 40–90 mm ..... 2
- 2. Hojas con 4 quillas; sección del escapo máxima 4 mm, casi liso, espata 60–100 mm, flores 1 (2–3) a través del escapo ..... ***N. nevadensis*** subsp. ***longispathus***
- Hojas con 2 quillas; sección máxima del escapo 8 (9) mm de ancho, 2-picos, espata 50–68 mm, flores 1–3 (4) a través del escapo ..... ***N. nevadensis*** subsp. ***herrerae***

## Discusión y Conclusiones

A la vista de los resultados y de lo ocurrido en este caso con un grupo taxonómico complicado con es el género *Narcissus*, cabría reflexionar sobre el trabajo “clásico” en botánica. Una tarea que se basa fundamentalmente en la observación y en la recopilación de datos descriptivos de las especies que se encuentran en el medio natural. Sin menoscabo de la extraordinaria utilidad de un herbario o del material conservado prensado en seco en general. De *Narcissus nevadensis* subsp. *herrerae* se conoce su identidad como taxon independiente de su grupo desde el año 2005. Ya que desde entonces se observaron diferencias y se profundizó en la toma de datos morfométricos (tal y como se refleja en el propio artículo) por esa sospecha acertadamente fundada. En una época donde apenas ya se publican trabajos sin un estudio genético que lo respalde hace que, por cuestiones meramente económicas, algunos taxones puedan quedar ocultos, incluso a pesar de haberse descubierto.

Por lo que parece necesario hacer hincapié en el gran valor de este tipo de estudios “clásicos” de botánica. A pesar del esfuerzo y recursos necesarios a invertir como la inversión de tiempo en prospecciones del medio natural o el coste de los estudios genéticos, sigue siendo a día de hoy una herramienta totalmente necesaria. Actualmente resulta insustituible contar con una persona con formación especializada en botánica para realizar este tipo de tareas que, por otra parte, nutre a la gestión (adaptativa).



## CAPITULO II. El papel de la nieve en restauración vegetal en alta montaña mediterránea



### Introducción

Entre los actuales cambios en las condiciones ambientales, el calentamiento climático presumiblemente tiene el mayor potencial para cambiar las comunidades de especies y su distribución en áreas de alta montaña (Walther et al., 2002; Parmesan, 2006). Numerosos estudios han encontrado evidencia de cambios recientes en la composición de las comunidades vegetales en zonas de montaña (Walther et al., 2005; Cannone et al., 2008; Myers-Smith et al., 2011; Stöckli et al., 2012; Pauli et al., 2012; Gottfried et al., 2012; Rixen et al., 2014; Roth et al., 2014, Giménez-Benavides et al., 2018), demostrando cambios en la distribución de especies a lo largo del rango altitudinal como consecuencia de los efectos del cambio climático. En muchas comunidades de plantas, se han observado sustituciones por especies de hábitats más cálidos, especialmente en altitudes más bajas (Kadereit, 2023). El término “termofilización” se aplica al fenómeno por el cual el número de especies adaptadas a temperaturas más cálidas aumenta mientras que aquellas adaptadas a temperaturas más bajas disminuyen (Gottfried et al., 2012). En algunos casos, como en

las altas montañas del Mediterráneo, esto ha provocado un empobrecimiento de las especies (Pauli et al., 2012; Lamprecht et al., 2021). Este escenario hace necesario conocer qué especies y comunidades serán las más afectadas para poder diseñar estrategias correctivas eficientes y efectivas.

La degradación ecológica en los sistemas montañosos es un proceso generalizado a nivel mundial y, en estos hábitats tan exclusivos y frágiles, se convierte en una grave amenaza a tener en cuenta. Entre las principales causas de amenaza, podemos destacar no sólo las de origen antropogénico como: gestión de la caza, ganadería, montañismo, aumento del turismo, falta de conciencia ambiental (Pickering et al., 2023)... Sino también las debidas al cambio climático (con aumento de temperaturas y disminución de las precipitaciones). La degradación ecológica en los sistemas montañosos es un proceso generalizado a nivel mundial y, en estos hábitats tan exclusivos y frágiles, se convierte en una grave amenaza a tener en cuenta. Entre las principales causas de amenaza, podemos destacar no sólo las de origen antropogénico como: gestión de la caza, ganadería, montañismo, aumento del turismo, falta de conciencia ambiental (Pickering et al., 2023), sino también las debidas al cambio climático (con aumento de temperaturas y disminución de las precipitaciones).

En el escenario actual de cambio global acelerado, urge optimizar los recursos para obtener resultados favorables en la conservación y restauración vegetal. Hay muchos factores que pueden dificultar este trabajo, siendo quizás los más importantes los relacionados con la especificidad del hábitat de la especie, biología reproductiva ineficiente, inaccesibilidad topográfica, interrelaciones con otras especies (principalmente fauna), etc. En este sentido, es invaluable tener un mínimo de información para guiar futuras acciones de restauración eficientes. Con el nivel de conocimiento adecuado, el esfuerzo humano y económico invertido es infinitamente más rentable. Todo este proceso se acelera en un escenario en el que se esperan temperaturas más altas y menos precipitaciones en muchos sistemas montañosos (Fort, 2015; Nogués Bravo et al., 2008).

Por lo general, variables como la pendiente, tipo de comunidad vegetal, la cobertura vegetal, la orientación, etc., ya se han tenido en cuenta en muchos programas de restauración de vegetación (Castro et al., 2004; Gómez-Aparicio et al., 2004; Giménez-Benavides et al., 2007). Sin embargo, en zonas montañosas de cotas medias o altas, el efecto de la nieve y otros factores climáticos como el viento o la insolación también tienen un papel destacado en el establecimiento y crecimiento de las plantas (Köner, 2003; Rumpf et al., 2014) y, por lo tanto, podrían marcar la diferencia entre un proyecto exitoso o un fracaso generalizado (Williams, 2011; Loftin, 2014).

## AVANCES EN LA GESTIÓN INTEGRAL DE FLORA EN MONTAÑA MEDITERRÁNEA

En cuanto a las primeras etapas de desarrollo de las especies alpinas o subalpinas, Europa es el lugar donde se han realizado más estudios a nivel mundial (Vázquez-Ramírez, J., & Venn, 2021). Las variables más investigadas, por orden de frecuencia, han sido: Temperatura, manto de nieve, disponibilidad de agua, disponibilidad de nutrientes y post-incendio. La temperatura es, con diferencia, la variable más utilizada, especialmente en el contexto del calentamiento global. En cambio, las menos estudiadas han sido las respuestas post-incendio, los nutrientes o la disponibilidad de agua. Y la cantidad de estudios relacionados con la germinación de semillas en el medio natural y el banco de semillas del suelo es muy deficiente. Sin embargo, los cambios en la duración de la capa de nieve son algunos de los efectos más evidentes del cambio climático a gran altura (Hock et al., 2019) y el número de estudios sobre la capa de nieve, aunque existentes, no son muchos, y los que están directamente enfocados a la restauración son aún menos. Trabajos anteriores (Vázquez-Ramírez & Venn, 2021) parecen indicar que un deshielo temprano podría facilitar las primeras etapas, mientras que una alta radiación, agravaría aún más los efectos de la sequía, y parece ser negativa para la supervivencia de las plántulas.

En las cumbres de alta montaña mediterránea se observan con frecuencia neveros tras la temporada invernal e, incluso, en primavera algunos años. Esto, sumado a observaciones de plántulas congeladas en invierno en viveros ubicados a 600 m de especies acostumbradas a vivir en cumbres (entre 2600-3000 m), nos llevó a sospechar que el tiempo de residencia de la nieve puede ser un factor determinante en la supervivencia de las plántulas, ya que su cobertura amortigua las temperaturas extremadamente bajas y los fuertes vientos (Jones, 1999; Aerts, 2004). En la región mediterránea, este aspecto se vuelve aún más decisivo como consecuencia de los largos períodos de sequía característicos de este bioclima, que se ha visto exacerbado en las últimas décadas (Vilagrosa et al., 2003), donde cada año es cada vez más escaso y permanece menos tiempo. Teniendo en cuenta que esto puede tener un impacto significativo en la capa de nieve, que tiende a convertirse en un recurso cada vez más reducido (Latenser and Schneebeli, 2003; Bonet et al., 2016), uno de los principales problemas asociados es su efecto en el reclutamiento de nuevas plántulas. Esto ya se ha observado en algunas especies presentes en las altas montañas, como *Pinus sylvestris* L. en ambientes boreales de Finlandia (Domisch et al., 2018). Ante la posibilidad de que esto pueda extenderse a otras especies en estos hábitats, esta variable tendrá un papel crucial en futuros esfuerzos de restauración y en el manejo de comunidades vegetales en zonas de montaña en el nuevo escenario climático esperado (Carlson et al., 2017; Gao & Giordi, 2008). Por tanto, es necesario saber cómo y en qué medida la duración de la capa de nieve afecta a la

supervivencia de las plantas para poder planificar adecuadamente las estrategias de gestión.

En Sierra Nevada (SE España, 37°N, 3°W), uno de los macizos más destacados de la región mediterránea, la distribución de especies y comunidades vegetales está estrechamente relacionada con la altitud (alcanzando los 3.479 m). Este hecho bien conocido ha sido comprobado por ilustres botánicos desde la antigüedad, distinguiendo dos o tres zonas claramente diferenciadas por encima de los 2000 m: zona alpina y glaciar (Boissier 1839-1845; Willkomm 1852, 1896); zonas alpinas, heladas y glaciares (Clemente 1864); o más recientemente, altimediterranéen y oromediterranéen (Ozenda 1975); montañés mediterráneo, oromediterranéen y altimediterranéen (Quézel 1979); y etapas bioclimáticas oromediterránea y crioromediterránea (Rivas Martínez 1961, 1982, 1983, 2004). Es decir, las variaciones altitudinales implican variaciones en la composición y distribución florística, lo que se refleja en el tipo y abundancia relativa de las especies presentes. Por lo tanto, se espera que la supervivencia, a diferentes altitudes, refleje la especificidad de cada taxón para cada altitud.

Sierra Nevada es singular por su amplia diversidad florística (Blanca et al., 1998), con una especial concentración de especies endémicas en la Región Mediterránea (Myers et al., 2000), lo que la convierte en un punto caliente de biodiversidad por excelencia. Las razones de esta alta concentración de especies de plantas son bien conocidas, al igual que la estrecha asociación con especies en peligro de extinción (Blanca et al., 2001). Una de las razones más importantes tiene que ver con la función de la zona como refugio estacional tanto en épocas frías (glaciaciones) como en cálidas. El espectro corológico de las especies que habitan estas altas altitudes, donde las especies alpinas, ártico-alpinas, euroasiáticas y holárticas aumentan en importancia, difiere en proporción a lo que aparece en altitudes más bajas (Cueto et al., 2014). Esto puede estar relacionado con un comportamiento mejor adaptado a la dinámica de las nieves, muy dominante en estas regiones, o los taxones exclusivamente endémicos también pueden mostrar cierta adaptación a dicha dinámica.

## Objetivo

Es evidente que existen incertidumbres sobre los efectos que tiene la permanencia de la nieve en una etapa temprana de la historia de vida (plántulas) de las acciones de restauración. En concreto, esto podría tener un gran impacto en la supervivencia de una amplia gama de especies utilizadas en los planes de conservación y recuperación de la flora de las altas cumbres mediterráneas. Estas especies están especialmente expuestas a la

sequía estival, sus recurrentes (y cada vez más frecuentes) periodos de sequía prolongada y las olas de calor en distintas épocas del año (igualmente, cada vez más frecuentes). Por tanto, el objetivo de este trabajo es analizar el efecto global que el manto de nieve puede tener sobre la supervivencia de plántulas de una serie de especies de una savia utilizadas en restauración de la vegetación en las altas montañas mediterráneas. Además, se ensayan otras variables poco exploradas o vinculadas de alguna manera con esta permanencia de la nieve, tales como: Altitud, Edafología, Rango de Distribución, Radiación solar y Comunidad Vegetal. Todos los análisis e información han sido recopilados en el marco del Programa de Recuperación de la Flora en las Altas Cumbres de Andalucía en el SE de España (Algarra et al., 2006), y con la intención de obtener resultados útiles para la gestión de especies endémicas en zonas montañosas ambientales similares.

### Metodología

Sierra Nevada es un importante centro de diversidad vegetal, con 2348 taxones descritos (Lorite et al., 2020) y una alta diversidad de condiciones ecológicas para albergar la mencionada biodiversidad. El área de trabajo es considerada como un hotspot (Blanca et al., 1998), con una alta riqueza de taxones endémicos, muchos de ellos considerados en alguna categoría de riesgo (Cueto et al., 2014). También existen numerosas especies que se encuentran en sus límites de distribución meridional. Se encuentra situado en el SE de la Península Ibérica y, a pesar de su proximidad al mar Mediterráneo, tiene un rango altitudinal de aproximadamente 600 a 3479 metros sobre el nivel del mar (Pico Mulhacén I, IGN, 2023). Cubre un área de unos 2.000 km<sup>2</sup> y tiene aproximadamente 90 km de longitud de este a oeste. La precipitación anual varía mucho, siendo muy irregular con valores entre 350 y 1200 mm anuales, dependiendo de la altitud. La temperatura media en las zonas montañosas (2500 m) es inferior a 0°C durante el invierno, al menos 5 meses al año. En invierno, la capa de nieve puede persistir hasta 8 meses en las zonas más altas, ocasionalmente hasta 10 meses en zonas pequeñas y protegidas.

Sin embargo, en la última década la capa de nieve ha disminuido drásticamente tanto en cobertura como en tiempo de permanencia. Pero en los últimos años se ha observado un aumento de la temperatura media anual, acompañado de repetidas olas de calor, incluso en épocas normalmente con bajas temperaturas. Todo ello acompañado de un notable descenso de las precipitaciones que, como región mediterránea, presenta un período de sequía estival que suele durar 4 meses, aunque en los últimos años se han producido periodos de hasta 8 meses sin lluvias (Agencia Estatal de Meteorología).

## 1. Selección de taxones

The choice of taxa is based on the floristic composition existing in the different communities of the study area (Tabla s1), with the intention of testing the global restoration success of the most common communities found in summits (Pohl et al., 2009). Those taxa with good representation in the plant communities and greater accessibility for both collection and propagation are selected.

**Tabla s1.** Conjunto de variables consideradas. Fuente: Algarra et al. (2024).

Data Levels & Range		Units
Nieve	82 - 247	días
Altitud	2250 - 3050	metros
Edafología	Regosoles dísticos, Cambisoles húmicos, Piedras y rocas	tipo
Comunidad Vegetal	Borreguiles [Bo]; Vegetación de pedregales móviles [Cpm]; Enebral [En]; Pastizal [P]; Pastizal psicroxerófilo [Pp]; Pastizal de ventisqueros [Pv]; Tomillar [To]	tipo
Radiación	3821 - 7365 (10 metros de precisión)	MJ·m <sup>-2</sup>
Rango de distribución	Amplia distribución [Amp.]; Especies alpinas [Alp.]; Región mediterránea [Med.]; Sierras Béticas [Baetic]; Sierra Nevada <i>s.l.</i> <sup>1</sup> [SN]	áreas

<sup>1</sup> Sierra Nevada *s.l.* Se refiere a los taxones que habitan tanto en el macizo de Nevada exclusivamente como aquellos cuya distribución escapa ocasionalmente a alguna cadena montañosa vecina.

Se decidió utilizar plántulas en lugar de semillas, debido a que experiencias similares con semillas arrojan resultados muy bajos en germinación y supervivencia después del primer año (Schupp, 1995). Para obtener las plántulas necesarias para el experimento (en 2010 y 2011), se recolectaron semillas en el mismo ambiente definido para las parcelas durante el verano del año anterior (2009). Las semillas recogidas se depositaron en el Laboratorio de Propagación Vegetal (Sevilla, Consejería de Sostenibilidad, Medio Ambiente y Economía Azul), donde se mantuvieron a 4-5°C y una humedad inferior al 5% de acuerdo con las recomendaciones para bancos de semillas hasta su uso (Kameswara et al., 2006). Las utilizadas para la producción vegetal fueron germinadas y mantenidas en condiciones de vivero durante un año, posteriormente trasladadas a una estación de endurecimiento a 1980 m (Jardín Botánico Hoya de Pedraza, Sierra Nevada, Granada; perteneciente a la Red de Jardines Botánicos y Micológico en Espacios Naturales de Andalucía) donde permanecieron durante al menos al menos dos meses antes de ser introducidas en el campo. De esta manera, las plántulas son sometidas a un endurecimiento por sequía que mejorará sus posibilidades de supervivencia frente a heladas y sequías en el campo (Grossnickle, 2012). Todas las plántulas utilizadas tenían una edad mínima de un año.

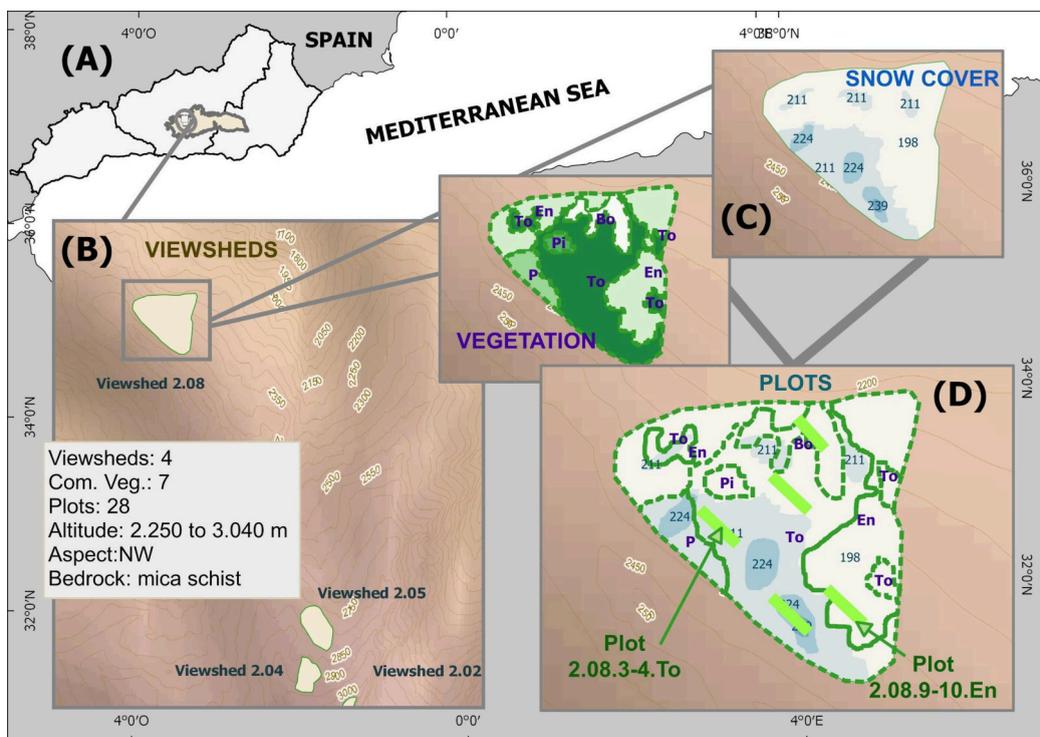
Además, la plantación es el método habitual de restauración en la zona de trabajo. La plantación se distribuye a lo largo de un gradiente altitudinal de 2250 a 3040 msnm. Las plantas se integraron a la comunidad original a través de huecos y/o áreas con escasez de estos mismos taxones. En total se utilizaron 3 873 plántulas (15 taxones de 8 familias) pertenecientes a siete comunidades vegetales (Tabla s1) con una media de 19.41, Desviación Estándar (SD) 12.16 repeticiones de cada taxón por parcela lineal (distribuidas en 28 parcelas). Las plantaciones se realizaron en otoño de 2010, del 21 de octubre al 2 de noviembre, y su seguimiento se realizó durante el verano siguiente, en 2011, del 1 de julio al 17 de agosto y el verano de 2012, del 1 de agosto al 10 de agosto.

Para las consideraciones taxonómicas se ha seguido la última revisión general de la flora del SE Península Ibérica (Blanca et al., 2011) para detalles de la biología, taxonomía y variables de distribución espacial de cada especie. El conjunto de taxones incluía sólo dos formas de vida: caméfitos y hemicriptófitos. Se prescindió de los Terófitos, que introducían un mayor grado de complejidad al experimento, debido al gran número de variables añadidas de difícil control (dificultad para distinguir procedencia, porcentaje de germinación, germinación asincrónica, etc.). Para obtener conclusiones más generales y menos específicas de cada especie, se recoge una muestra más representativa evitando taxones especialmente amenazados, ya que pueden arrojar resultados muy sesgados como consecuencia de presentar dificultades añadidas (biología reproductiva limitada, cifras poblacionales extremadamente bajas, amenazas incontroladas, etc.). No se han hecho distinciones entre aquellos con reproducción clonal por dos razones. Primero, porque existe evidencia de reclutamiento de plántulas por reproducción sexual en este tipo de especies clonales (Eriksson, 1989). Y en segundo lugar, porque cuando las condiciones ambientales empeoran se observa una caída notable del potencial reproductivo sexual (Wookey et al., 1995, Tremblay et al., 2002). Y es por ello que resulta muy recomendable fomentar la generación de nuevos individuos mediante reproducción sexual en estos entornos de alta montaña, especialmente enfocado a una respuesta de gestión adaptativa al calentamiento global.

## 2. Selección de variables experimentales y localización

Las experiencias se han llevado a cabo en comunidades vegetales de alta montaña (2250-3050 m) en las cumbres de Sierra Nevada (España) durante los veranos de 2010 y 2011. Se utilizó un diseño experimental de campo; la siembra se realizó en 28 parcelas lineales con largo variable dependiendo del número de plantas disponibles (plantaciones, largo: 14.71 SD 6.13 m, ancho: 2.50 SD 1.59 m; siembras, largo: 1.25 SD 0.57 m ancho:

1.92 SD 1.68 m) distribuidas en el área de estudio (Figura s4), las cuales se ubicaron a diferentes altitudes y abarcaron un gradiente de las diferentes variables ambientales consideradas. Cada taxón se ubica en el mismo tipo de comunidades vegetales donde fue recolectado, de acuerdo con la bibliografía (Molero et al., 2001). La nomenclatura seguida para identificar cada parcela es la combinación de los siguientes elementos: 1) Cuenca visual (una entre cuatro, nombrada del 2.02 al 2.08). Las cuencas visuales cubren grandes superficies con grandes diferencias entre las distintas variables analizadas (de 60 m a 220 m de desnivel según la cuenca); 2) Parcela de siembra lineal marcada con el punto de inicio y fin y siempre siguiendo el mismo nivel altitudinal (1-2, 3-4, 5-6 y así sucesivamente según disponibilidad de plantas); y 3) Comunidad vegetal donde se ubica (p. ej., “Bo” para vegetación de Borreguil, Tabla s1). De tal forma que todas las parcelas se nombrarían como en el ejemplo (2.02.1-2.Bo) y siempre tendrían variaciones en, al menos, una de las variables consideradas en el estudio.

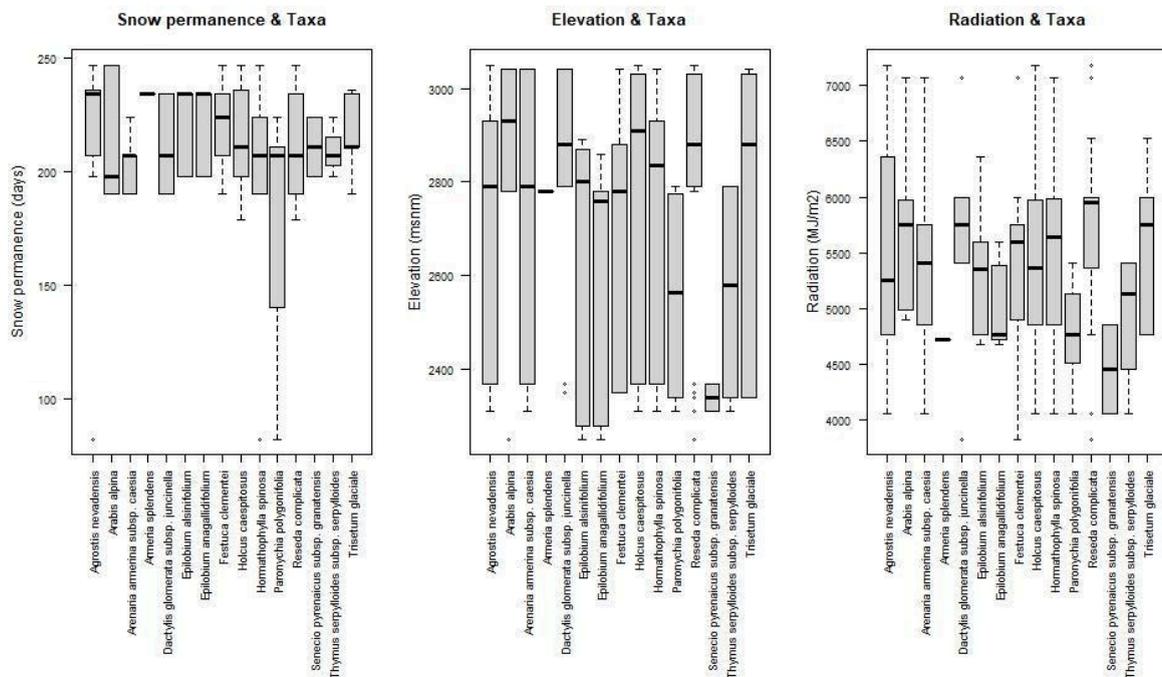


**Figura s4.** (A) Mapa de localización del estudio donde se establecieron las parcelas en España, SE de la Península Ibérica (cuadrado gris). (B) Mapa con las cuencas visuales utilizadas en el Parque Nacional de Sierra Nevada. (C) Representación esquemática de las variables usadas para generar los plots definitivos (verde) (D) Esquema de localización de las parcelas lineales (con algunas de sus variables). Fuente: Algarra et al. (2024).

Las parcelas se ubican en zonas con características ecológicas homogéneas con el fin de minimizar el número de factores relacionados con otras variables ajenas a los objetivos de este estudio, evitando así desviaciones innecesarias en los resultados. También se tuvo en cuenta la cobertura de plantas herbáceas u otras especies para no perjudicar el crecimiento y supervivencia de las plántulas (Tripathi & Khan, 1990, Hille Ris

## AVANCES EN LA GESTIÓN INTEGRAL DE FLORA EN MONTAÑA MEDITERRÁNEA

Lambers et al., 2013). Las variables objetivo son seis (Tabla s1): Permanencia de la nieve y Altitud, que son variables numéricas y continuas; Edafología, Rango de distribución y Comunidad vegetal que son variables categóricas; y La radiación solar que es una variable numérica y discreta.



**Figura s5.** Boxplot con las plantaciones realizadas para cada taxón en las variables continuas consideradas en el estudio (permanencia de nieve, elevación y radiación). Fuente: Algarra et al. (2024).

La permanencia de la nieve, variable continua, es la principal variable del estudio (Figura s5). Esta variable se generó mediante seguimiento fotográfico de 4 cuencas visibles (cuatro cuencas visuales, Figura s4) que acabarían incluyendo a todas las parcelas de trabajo lineales (área promedio: 8.67 SD 8.26 ha) durante un año completo antes de comenzar a sembrar (invierno 2010-2011). Las visitas de seguimiento se realizaron con intervalos medios de 15.93 SD 3.53 días, aunque adaptados a los eventos meteorológicos ocurridos (e.g. precipitaciones en forma de tormentas, nevadas, fuertes vientos, etc.). El resultado de ese único año de seguimiento se asume como una medida estándar basada en los resultados de otros seguimientos periódicos de la capa de nieve durante años anteriores y posteriores (Algarra and Herrero, 2014; 2016). Se observó que los vientos dominantes, año tras año, eran del SO en Sierra Nevada. Así, los mantos de nieve, condicionados por este factor y la topografía, se acumularon en las mismas zonas a lo largo del estudio, así como en otros seguimientos posteriores y anteriores. Esta persistencia del manto nival en primavera y verano (neveros) se suele repetir en los mismos lugares, evento que coincide

con otros estudios (Gómez Ortiz et al., 2004) donde no se perciben variaciones interanuales significativas durante cuatro años (1998-2002) en aquellas localidades donde se acumula.

Los datos topográficos se tomaron del mapa básico a escala 1:10 000 (ICA, 2004), como la altitud, otra variable continua. Solo se consideraron las cotas altitudinales más altas donde la presencia de nieve es significativa durante el invierno y la primavera (2250 a 3050 m).

Para la caracterización del suelo (edafología), se utilizaron los datos del mapa básico a escala 1:100 000 (Aguilar et al., 2006). Esta variable categórica fue posteriormente confirmada *in situ* mediante visitas de campo a cada parcela. Se encontraron tres variaciones en la variable: cambisoles húmicos, regosoles dístricos, y rocas y piedras.

El rango de distribución de cada taxón es el área de ocupación espacial del mismo. En el caso de Sierra Nevada, prácticamente cada taxón tiene un rango de distribución diferente (Blanca et al., 2011). Existen hasta 13 distribuciones diferentes, que en muchas ocasiones se deben a pequeñas diferencias. Para permitir hacer comparaciones, se simplifican en las siguientes cinco categorías: Especies de amplia distribución; especies distribuidas principalmente en la Región Mediterránea; especies alpinas, boreo-alpinas, circumboreales u holárticas en sentido amplio; especies con distribuciones principalmente limitadas a las cordilleras Béticas; y especies con distribuciones exclusiva o casi exclusiva dentro del área de estudio (Sierra Nevada).

La radiación total media anual (en  $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}$ ) en formato cartográfico y tomada como variable discreta (CAPMA, 2010) se basa en el cálculo de la radiación directa y la radiación circunsolar difusa en unidades de  $10\times 10\text{ m}^2$ . Se utiliza un modelo matemático de la atmósfera en el que se calibran los diferentes parámetros utilizados (temperatura, turbiedad, índices ópticos, etc.) a partir de datos medidos en estaciones. Los datos en la zona de plantación abarcan 28 niveles diferentes (de 3821 a  $7186\text{ MJ}\cdot\text{m}^{-2}$ ). El formato de los datos se obtiene y trata como variable discreta.

Los datos sobre tipos de comunidades vegetales (variable categórica) se tomaron directamente de cada parcela. Se diferenciaron siete comunidades (Tabla s1) utilizando una cartografía detallada de la vegetación. Inicialmente siguió la metodología aplicada en Sierra Nevada por Molero et al., (2001), basado en levantamientos cartográficos mediante fotointerpretación y un inventario de los taxones florísticos y la vegetación utilizando métodos fitosociológicos. Son varios los trabajos que revisan con gran detalle las comunidades vegetales descritas en el área de trabajo (Martínez Parras, 1987; Molero et al., 2001; Pérez Raya et al., 1990; Rivas Martínez et al., 2002). Sin embargo, la altísima

diferenciación entre comunidades vegetales dificulta enormemente su análisis y estudio, por lo que se optó por una simplificación según el tipo fisionómico: Borreguil [Bo]; vegetación de pedregales móviles [Cpm]; Enebrales [En]; Pastizales [P]; Pastizal psicroxerófilos [Pp]; Pastizales de ventisqueros [Pv]; Tomillar [To].

Toda la información cartográfica se ha trabajado con el software QGIS 3.12 (QGIS Development Team, 2022) desde las localizaciones de los plots para plantación, hasta los datos de altitud, radiación o edafología.

### 3. Análisis Estadístico

Para calcular las tasas de supervivencia de las plantaciones se tomaron los datos relativos a la plantación realizada en 2010 (durante 12 días en otoño, antes de las primeras nevadas) en 2011 (a mediados de verano, 8 meses después). Los datos sólo consideran la supervivencia (información binaria) sin entrar en otros detalles sobre el grado de desarrollo.

Antes de cualquier otra prueba estadística, se realizó una prueba de homogeneidad para confirmar la previsible no-normalidad en la distribución de los datos de las variables continuas (Kolmogorov-Smirnov-Lilliefors con  $n > 50$ ). Las seis variables elegidas (nieve, altitud, edafología, comunidad vegetal, radiación y rango de distribución) se probaron por separado para ver su importancia con respecto a la supervivencia (plántulas vivas o plántulas muertas) utilizando una prueba de  $\chi^2$ . Sólo para esta prueba, las variables continuas (Nieve y Altitud) se han transformado en variables discretas y se han considerado categóricas, asumiendo cada valor como un nivel de dicha variable. Para la capa de nieve, la transformación se ha realizado estableciendo niveles de 15 días, según el diseño de muestreo original (11 niveles en total). Para Altitud se han considerado tramos de 100 metros (8 niveles en total). La finalidad es poder aplicar el mismo tipo de análisis a todas las variables y permitir una comparación entre todas ellas.

Antes de continuar, se comprobó la colinealidad existente entre todas las variables seleccionadas mediante la prueba de correlación de Spearman. Esto permite evaluar mejor los resultados de todos los análisis. A continuación, con todas las variables, se realizó un análisis mediante ajuste de Modelos Lineales Generalizados o GLM (McCullagh and Nelder, 1989), que permite determinar la significancia de cada variable. GLM ha sido validado previamente como una herramienta de análisis de datos ecológicos (Algarra et al., 2019), donde a menudo no se cumple la normalidad y la homocedasticidad de los datos. También en el caso de las variables categóricas, se utilizaron todos los niveles a probar para determinar la relevancia de cada variable en todos los niveles. El modelo utiliza todas las

variables citadas. Los datos se agrupan en función de variables correspondientes a individuos supervivientes y fallecidos, dentro de cada parcela. Dado que la variable de respuesta considerada es binaria (planta viva o muerta/ 0 o 1), la supervivencia sigue un modelo de distribución binomial, una respuesta binaria en los datos con una función de enlace logit. Para todos los análisis estadísticos se utilizó el software R (R Core Team 2021) con un nivel de significación de  $p \leq 0,001$  en las pruebas de independencia y homogeneidad (prueba de Kolmogorov-Smirnov-Lilliefors). Se elige este método debido a que los datos no son continuos en todos sus valores. No existen las mismas comunidades vegetales en todos los niveles, ni la misma especie en todas las parcelas, ni el mismo tiempo de permanencia de la nieve en todos los casos, etc. Con este método se puede complementar el anterior ( $\chi^2$ ) y comprobar el efecto de la unión de todas las variables con una respuesta global.

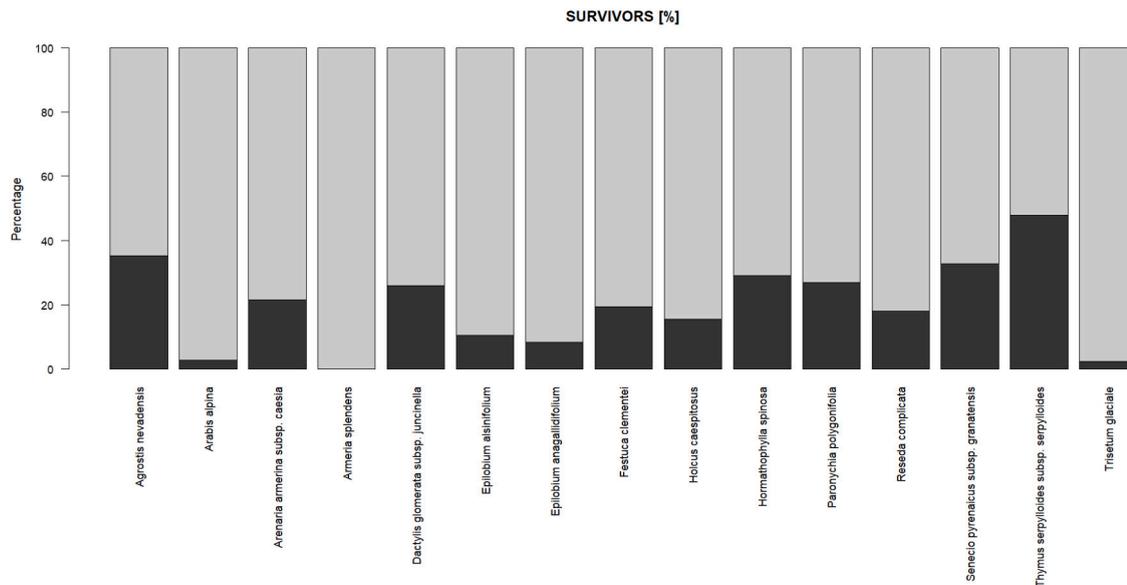
## Resultados

Partiendo de un conjunto de 15 taxones pertenecientes a ocho familias taxonómicas, con dos formas de vida (caméfitos y hemicriptófitos) procedentes de siete comunidades vegetales distintas, se obtiene un resultado global de un total de hasta el 24,53% de las plantas supervivientes (Figura s1) con un total de 950 individuos. Se observó la supervivencia de 3873 plantaciones. Las mejores tasas de supervivencia las obtuvieron 3 taxones (*Plantago holosteum*, *Thymus serpylloides* subsp. *serpylloides* y *Arenaria pungens* subsp. *pungens*), que alcanzaron resultados superiores al 60%. Por el contrario, *Trisetum glaciale*, *Arabis alpina* y *Epilobium anagallidifolium* no alcanzaron el 10%, considerando un resultado promedio global de 29,76% SD 18,19%. Respecto al resto de características de estas especies, no hubo ningún patrón que claramente diferenciara a los grupos del resto (parcela, manto de nieve, etc.) ni en los grupos de mayor éxito ni en los de mayor fracaso. La única característica que comparten las especies más exitosas, junto con algunas otras de la zona media de la tabla, sería tener el mismo biotipo (caméfitos pulvulares). El segundo año después de la siembra, los datos de seguimiento presentaron pérdidas muy bajas en comparación con el primer año. Aunque el proceso de aclimatación observado fue tan rápido que comenzó a resultar difícil distinguir ejemplares plantados de otros espontáneos o de los que ya habitaban el rodal.

Para conocer la normalidad de la muestra se aplicó la prueba de homogeneidad de Kolmogorov-Smirnov-Lilliefors con  $n > 50$ . Los resultados mostraron una previsible no normalidad en la distribución de los datos de las variables continuas (Tabla s1). Para las variables discretas ( $\chi^2$ ), el resultado general es variable, desde evidencia moderada de no

## AVANCES EN LA GESTIÓN INTEGRAL DE FLORA EN MONTAÑA MEDITERRÁNEA

normalidad hasta gran significancia pero predomina la no normalidad (Tabla s1). Además, con los resultados anteriores obtenidos se realizó una prueba de colinealidad (Spearman). (Figura s2). Como era de esperar, sólo han presentado una correlación moderada de la radiación con respecto a la altitud (0.68).



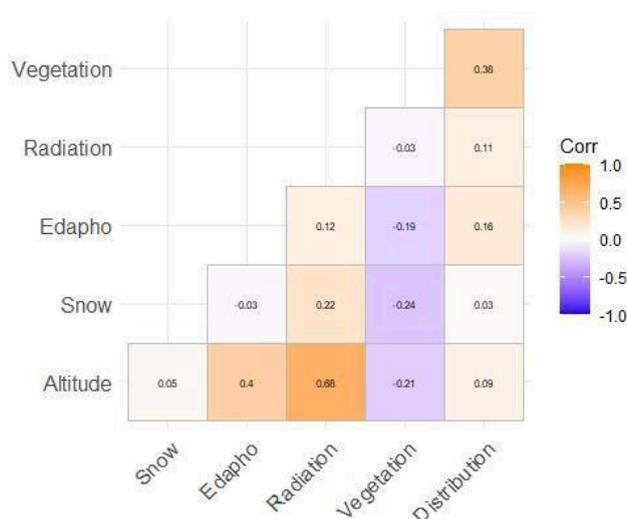
**Figura s1.** Scatterplot con las ratios de supervivencia de cada taxón (gris oscuro) en porcentajes. Fuente: Algarra et al. (2024).

**Tabla s1.** Resultados del test de normalidad (Kolmogorov-Smirnov-Lilliefors) para variables continuas (Snow and Altitude) y  $\chi^2$  para el resto. Fuente: Algarra et al. (2024).

Variable	Normality
Snow	0.17564 ***
Altitude	0.25439 ***
Edaphology	426.47 ·
Plant Community	3690.3 *
Radiation	15701 ***
Distribution Range	1531.9 ·

Significance level: \*\*\*,  $p < 0.001$ , \*  $p < 0.005$ , ·  $p > 0.1$ .

Se realizaron las pruebas de  $\chi^2$ , obteniendo significación en todos los casos (Tabla s2). En algunos casos, incluso parece haber signos de sesgo, ya que no reflejan las tendencias. (Figura s3). Para profundizar en este sentido, todas las variables se sometieron a un análisis mediante Modelos Lineales Generalizados (GLM) de tipo binomial que tuvieron resultados significativos (Tabla s4).



**Figura s2.** Correlaciones entra las variables involucradas en el análisis GLM, se incluye el valor del coeficiente de la correlación de Spearman. Altitude: Altitud; Snow: permanencia de la cubierta de nieve; Edafo: Edafología del sustrato; Radiation: Radiación solar en MJ·m<sup>-2</sup>; Vegetation: comunidad vegetal; Distribution: área de distribución de los taxones. Fuente: Algarra et al. (2024).

En los resultados globales de supervivencia de las plántulas (Tabla s2) llama la atención que las especies de gramíneas utilizadas no destacaron con los mejores resultados, siendo una de esas especies la que obtuvo peores resultados de todo el experimento. También es interesante el limitado éxito observado en dos especies: *Trisetum glaciale* (exclusiva de Sierra Nevada) y *Arabis alpina* (de distribución holártica). Ambas especies son fácilmente localizables en las cumbres más altas de Sierra Nevada. Este resultado podría ser un indicio de la vulnerabilidad de estas especies al calentamiento global, por lo que sería conveniente seguir con mayor detalle y profundidad su presencia y evolución en Sierra Nevada en el futuro.

**Tabla s2.** Resultados del test  $\chi^2$  entre todas las variables y la supervivencia. Snow: permanencia de la cubierta nival; Altitude: altitud; Edaphology: edafología; Plant community: comunidad vegetal; Radiation: radiación; Distribution range: área de distribución del taxón. Fuente: Algarra et al. (2024).

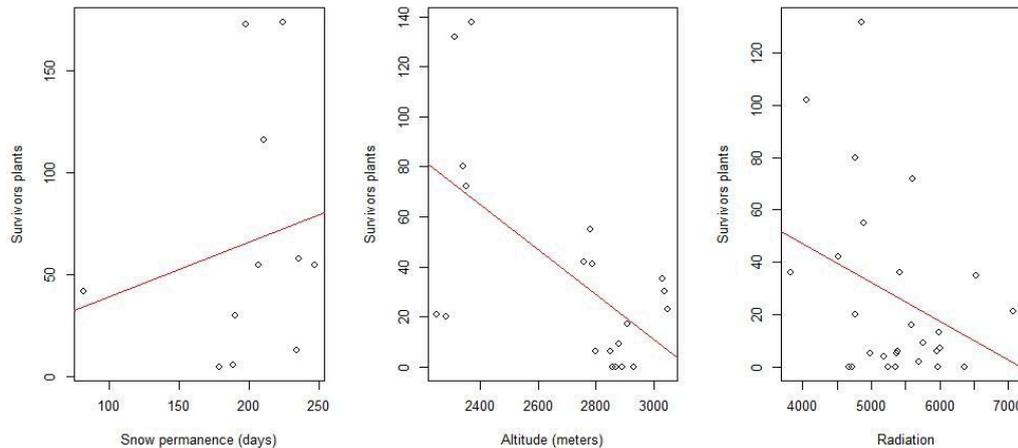
Variable	$\chi^2$ Tests
Snow	649.5425, df=10 ***
Altitude	728.9778, df=19 ***
Edaphology	114.3517, df=2 ***

## AVANCES EN LA GESTIÓN INTEGRAL DE FLORA EN MONTAÑA MEDITERRÁNEA

Plant Community	85.31395, df=4 ***
Radiation	820.7352, df=27 ***
Distribution Range	591.4444; df=6 ***

---

Significance level: \*\*\*, p<0.001.



**Figura s3.** Scatterplots de las supervivencias con la línea de tendencia en rojo, de izquierda a derecha: Permanencia de nieve (en días); Altitud (metros); Radiación ( $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}$ ). Fuente: Algarra et al. (2024).

Los resultados de los análisis GLM mostrados por las variables fueron homogéneos y muy significativos excepto en el caso de la comunidad vegetal (Tabla s3), proporcionando al modelo elegido una explicación del 26,32% de la supervivencia de las plantaciones realizadas (Residual Deviance=2620.786; Null Deviance= 3557.20).

**Tabla s3.** Significación de cada variable en los resultados del análisis de la varianza en el GLM con la supervivencia de los plantones (\*\*\*, p<0.001; \*\*, p<0.01; -, no significación). Familia de distribución de errores binomial y función de enlace canónico (logit). Fuente: Algarra et al. (2024).

Variable	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev
NULL			3458	3557.168008 -
Altitude	1	479.069	3457	3078.098671 ***
Snow	1	10.032	3456	3068.066032 **
Edaphology	2	51.033	3454	3017.032695 ***
Radiation	23	349.725	3431	2667.307451 ***
Plant Community	7	217.1368	4416	4212.44011 -
Distribution	4	46.521	3427	2620.786436 ***

Significance level: \*\*\*, p<0.001.

Analizando estos resultados en detalle y observando la significación dentro de cada nivel en cada variable, se puede observar una gran significación en muchos de estos niveles, aunque no en todos (Tabla s4). Si se analizan los datos individuales y sus coeficientes factoriales, se obtiene en general un grado satisfactorio de significación (Tabla s3 y Tabla s4). Las variables continuas (Altitud y Nieve) son ambas altamente significativas

( $p < 0,001$ ), aunque con valores de distinto signo. La altitud no parece facilitar la supervivencia de nuevas plántulas, el parámetro estimado es muy bajo ( $-0,00276$ ;  $p < 0,001$ ), por lo que este hecho reduce la importancia relativa de esta variable. Por otro lado, la permanencia de la nieve aparece con signo positivo y de orden superior ( $0,02445$ ;  $p < 0,001$ ), mostrando así como favorece las posibilidades de supervivencia de las plántulas.

**Tabla s4.** Resultados del análisis GLM modelo de vínculo binomial, solo se muestran aquellos resultados con significación remarcable (hasta  $p < 0,1$ ). Altitude: Altitud, variable continua. Snow: Permanencia de nieve, variable. Edaphology: Edafología, variable discreta. Radiation: Radiación, variable discreta con los valores en  $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}$ . Distribution: Área de distribución, variable discreta, Amplia distribución [Amp.]; Especies alpinas [Alp.]; Región mediterránea [Med.]; Sierras Béticas [Baetic]; Sierra Nevada s.l.[SN]. Fuente: Algarra et al. (2024).

	Estimate	Std. Error	z value
(Intercept)	0.55799	1.77291	0.31473
Altitude	-0.00276	0.00045	-6.15907 ***
Snow	0.02445	0.00739	3.30855 ***
Edaphology: Stones & rocks	-3.39597	0.86870	-3.90925 ***
Radiation:4514	6.11479	1.21077	5.05031 ***
Radiation:4855	0.57840	0.32850	1.76073 .
Radiation:4892	2.74985	0.44423	6.19013 ***
Radiation:5177	1.27587	0.68270	1.86885 .
Radiation:5386	2.73445	0.84363	3.24129 ***
Radiation:5410	1.68823	0.46968	3.59439 ***
Radiation:5595	-0.71829	0.32168	-2.23293 *
Radiation:5755	-0.87135	0.41315	-2.10906 *
Radiation:5955	2.63749	0.68570	3.84639 ***
Radiation:5981	2.40640	0.53763	4.47590 ***
Distribution: Alp.	-0.75441	0.36463	-2.06897 *
Distribution: Med.	1.80713	0.68356	2.64369 **
Distribution: Baetic	2.14136	0.69423	3.08449 **
Distribution: SN	1.46485	0.67081	2.18372 *

Significance level. \*\*\*,  $p < 0,001$ ; \*\*,  $p < 0,01$ ; \*,  $p < 0,05$ ; .,  $p < 0,1$

En cuanto a edafología (Tabla s4), presenta significación en un solo nivel con valores negativos (Piedras y rocas, Stones & rocks:  $-3,39597$ ;  $p < 0,001$ ) aunque, globalmente, en el modelo presenta significación y lo enriquece, mejorando su resultado global.

Para la Radiación es difícil encontrar algún significado ecológico a estos resultados. Presenta algunos factores significativos y otros sin significación (variable discreta). El coeficiente máximo estimado ( $6,11479$ ;  $p < 0,001$ ) coincide con el valor de radiación más bajo ( $4514 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-2}$ ). Al examinar esto en detalle, se puede observar que los niveles de esta variable con significación e índices positivos se agrupan en los valores más bajos de la variable ( $4514\text{-}5410 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-2}$ ), mientras que aquellos con índices negativos solo aparecen en los grupo con el mayor ( $5595\text{-}5981 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-2}$ ). Sin embargo, aparecen acompañadas de otras

que también son positivas a niveles aún mayores (5955-5981 MJ·m<sup>-2</sup>), lo que sólo basta para sugerir indicios de una mayor supervivencia con los niveles más bajos de radiación dentro del espectro recogido.

La variable comunidad vegetal no presentó significación alguna en los siete tipos/niveles considerados (Tabla s3 y s4). Sin embargo, su integración mejora el resultado del modelo (mejor AIC) pero sin significación global ( $p > 0,1$ ). Por tanto, es la única variable de todas las variables exploradas que no parece presentar ningún tipo de relación directa con la supervivencia.

Finalmente, en relación a los cinco rangos de distribución considerados en los taxones utilizados, se observa significación en todos ellos ( $p < 0.01$  y  $p < 0.05$ ) excepto en el más amplio (Amp.). Muestran un índice positivo aquellas cuyas distribuciones abarcan áreas desde la región mediterránea hasta la más estricta, en Sierra Nevada, siendo la más alta la referida a las Sierras Béticas (Baetic). Sin embargo, el factor referido a los taxones boreo-alpinos aparece como negativo y con un menor grado de significación.

## Discusión

Este trabajo ha analizado el efecto del manto de nieve y otras variables que hasta ahora no habían sido apenas consideradas en estudios de reintroducción en alta montaña, sobre la supervivencia de plantaciones en ensayos de restauración. Los resultados confirman que la permanencia de la nieve es un factor importante a tener en cuenta en la supervivencia de las plantaciones realizadas en estos ambientes mediterráneos de alta montaña. Este hecho, por sí solo, invita a pensar en la importancia de este mismo factor en la dinámica natural de estas especies y su limitación ante la creciente ausencia de nieve incluso en el periodo invernal (mientras su presencia es cada vez más reducida en primavera). Asimismo, estos resultados son referencias válidas para orientar tanto futuros experimentos como las próximas iniciativas para la gestión de la flora y/o vegetación en las cimas altas, particularmente en los Planes de Recuperación de especies amenazadas.

El análisis GLM y el test de independencia mostraron la importancia de la permanencia de la nieve como factor de supervivencia en la restauración vegetal de alta montaña mediterránea (Wahren et al., 2005). Esta variable ambiental generalmente se ha obviado en la restauración de plantas en la región mediterránea, a pesar de que su efecto sobre las plantas de montaña se conoce desde hace mucho tiempo (Billings and Mooney, 1968). Según esta experiencia, las plantaciones crecen mejor cuanto más dura la capa de

nieve. Es decir, esta flora de alta montaña necesita estar cubierta de nieve durante la época invernal. Por tanto, apoya la hipótesis de partida respecto a la necesidad de una mayor permanencia de la nieve para mejorar los resultados en este tipo de actuaciones. Estos resultados son consistentes con otros estudios desarrollados en ambientes árticos y alpinos (Wipf and Rixen, 2010). En restauraciones y otras actuaciones de gestión adaptativa, es de gran interés disponer de estos datos a la hora de planificar y decidir localizaciones para actuaciones de este tipo. Con esta información se puede realizar la localización final de las acciones con una clara ventaja para su supervivencia y maximización de recursos limitados.

El resultado obtenido respecto a la altitud indicó una relación global negativa entre esta variable y la supervivencia, ya que se observó que a medida que aumenta la elevación la supervivencia empeora. Esto puede parecer contradictorio ya que cuanto mayor es la altitud, más tiempo permanece la nieve. Pero también hay que tener en cuenta que a medida que se asciende, las condiciones meteorológicas también se vuelven más duras con vientos más fuertes, escarcha y congelaciones, temperaturas extremas y/o insolación. Al observar cada taxón por separado, se observan mayores tasas de supervivencia coincidiendo con los rangos donde actualmente se encuentran en mayor abundancia (Figura s3). Aunque, se percibe un aumento notable en altitudes elevadas que podría estar asociado a lugares donde el manto de nieve se conserva por más tiempo.

Con la disponibilidad de una menor capa de nieve para proteger las plantas, este aspecto podría ser un claro indicador del aumento del riesgo de extinción de aquellas especies que se ven obligadas a ascender en altitud debido a los fenómenos del cambio climático. Dado que cuando se ven obligados a ascender encuentran condiciones ambientales más duras que disminuyen su supervivencia, se espera que esto influya en el número de efectivos de su población a largo plazo (Giménez-Benavides et al., 2007).

La variable edáfica sólo muestra una significación clara en una de sus tipologías (piedras y rocas), que también es negativa. Por tanto, se podría deducir que el tipo edáfico no parece tener influencia en términos de supervivencia, a excepción del hábitat de piedras y rocas. Este hábitat arroja los valores más altos y de signo negativo en el análisis, por lo que es el más complejo a la hora de implementar la colonización vegetal y plantear cualquier restauración.

En cuanto a la radiación, la observación detallada de los factores no muestra una agrupación clara de valores negativos o positivos (menor o mayor supervivencia, respectivamente). Los niveles de radiación más altos (dentro de esa variable) son los que con mayor frecuencia aparecen como negativos (Tabla s4). Sin embargo, hay algunos (con

niveles bajos) que son positivos, por lo que la afirmación de que la alta radiación daña los plantones no es muy sólida. Los resultados sugieren que esta variable está interrelacionada con alguna otra variable no estudiada, por lo que es difícil discernir su verdadero efecto. Puede ser que este resultado se deba al tipo de dato (variable discreta) y a una baja precisión en los datos de partida de la radiación. Esto también ocurre con otras variables meteorológicas en el entorno de Sierra Nevada debido a su complicada topografía.

Al analizar globalmente la vegetación nativa, se observa que existe una gran vinculación con el manto de nieve independientemente de la comunidad vegetal. A pesar de que, a priori, cabría esperar que algunas comunidades mostraran una mayor dependencia de esta permanencia (tiempo de permanencia de la nieve tanto positiva como negativa). Sin embargo, la escasa significación encontrada en la variable comunidad vegetal podría justificarse por dos factores: 1) el efecto del pastoreo en la zona de estudio como "elemento distorsionador" del sistema, además de su más que posible preferencia por determinados lugares (borreguiles) y, 2) la poca diferenciación a nivel ecológico (con las variables estudiadas) entre las diferentes comunidades a pesar de las diferencias fisionómicas existentes en estas cotas en términos de colonización/supervivencia en las primeras etapas.

Uno de los resultados más sorprendentes del estudio está relacionado con la variable rango de distribución. Teniendo en cuenta el conjunto relativamente limitado de taxones utilizados en el estudio, vale la pena destacar el hecho de que los taxones más exclusivos presentes, con diferencia, tuvieron las tasas de supervivencia más altas. Esto invita a pensar que estas plantas se adaptan mejor a las condiciones particulares de la alta montaña mediterránea, mientras que aquellas con una distribución más amplia no presentan ninguna ventaja o desventaja (sin significación). Quizás el hallazgo más destacable sea el resultado desfavorable de las especies boreo-alpinas. Estas diferencias podrían explicarse por las adaptaciones de las especies endémicas, morfológica y fisiológicamente mejor preparadas a las condiciones únicas de la alta montaña mediterránea (olas de calor ocasionales, temperaturas extremas, años sin nieve, etc.). Teniendo esto en cuenta, se puede deducir que en igualdad de condiciones sobreviven más plantones endémicos mediterráneos, incluso aquellos con amplia distribución, mejor que los boreo-alpinos. Por tanto, las especies con distribución boreo-alpina que alcanzan esta cordillera como límite extremo meridional de su distribución estarían comparativamente más amenazadas. Este resultado tiene una implicación significativa en la gestión e implementación de medidas de conservación. En España es habitual que la legislación y los planes de recuperación den más importancia a las plantas endémicas que al resto. Sin embargo, en base a este resultado, sería necesario revisar tanto los catálogos de protección

como las medidas de actuación prioritarias dentro y/o fuera de los planes de recuperación y conservación. Esto se refleja en las listas de flora local amenazada que son básicamente especies de estos dos grupos (especies en su límite de distribución y especies endémicas) (Cabezudo et al., 2005; Moreno 2008). Todo lo anterior justifica una atención especial a estos dos grupos en particular.

Si bien los resultados siguen la línea de investigaciones previas que han sido citadas y concuerdan con ellos, tal vez la medición del éxito o fracaso registrado deba considerarse con dos limitaciones: (1) Por un año de monitoreo efectivo, y (2) Dado que ciertos factores determinantes en este experimento no se han llegado a registrar, factores como la palatabilidad de cada taxón o la carga de pastoreo en cada sector de siembra. Es cierto que al estar en la misma cuenca, se podría suponer que esta carga sería más o menos equivalente para todos los taxones, y no tanto en relación a la prolongación (en el tiempo) de esa misma carga. Aún así, este aspecto tiene suficiente importancia para otro estudio independiente y posterior. Teniendo esto en cuenta, no sería demasiado arriesgado suponer que los mayores éxitos los han obtenido aquellas especies mejor adaptadas a las condiciones climáticas actuales en un escenario de cambio global.

Para maximizar el éxito de la restauración en estas comunidades vegetales, se recomienda el uso de plántulas en lugar de la germinación de semillas, que se ha confirmado que es una de las etapas más críticas en su ciclo vital (Kitajima & Fenner, 2000). Aunque no se debe generalizar a todos los casos, ya que existen taxones específicos (entre ellos familias como las *Poaceae*) que han mostrado excelentes resultados desde su plantación. Como también sería el caso de taxones especializados en hábitats de rocas verticales/extraplomos o, obviamente, con terófitos. El resto de variables dependería de los objetivos que se persiguen, pero en general el mayor éxito se puede esperar en cotas más bajas, con alta permanencia de nieve y fuera de zonas especialmente rocosas o con grandes bloques.

Este resultado podría considerarse coherente con otros estudios (Jonas et al., 2008; Wahren et al., 2005), salvo las diferencias tanto en el número como en la intensidad de las nevadas y en la permanencia de la nieve, que suelen ser menores en estas latitudes (región mediterránea). En un escenario climático con menos nieve, las plantas asociadas a ella podrían tender a disminuir también. Esta hipótesis se ve apoyada por los resultados de otros estudios (Pauli et al., 2012), que señalan que la región mediterránea muestra un empobrecimiento progresivo de las especies de alta montaña, y una tendencia al alza en la altitud óptima de hábitat que se traduciría en un aumento de su escasez (Köner, 2007; Lenoir et al., 2008; Matteodo et al., 2013).

En el diseño de futuros estudios en esta línea, convendría profundizar en los efectos particulares de la nieve (su profundidad, permanencia, etc.) sobre las distintas especies para confirmar tendencias generales y específicas. Algunas especies podrían beneficiarse y otras podrían verse perjudicadas, como se observa en entornos similares (Rumpf et al., 2014). También sería más eficiente poder contar con otras herramientas de seguimiento de la nieve, como el uso de cámaras fijas (Corripio et al., 2003) o un modelo hidrológico distribuido de base física (Herrero, 2007).

Los gestores de áreas protegidas como el Parque Nacional de Sierra Nevada requieren herramientas aplicadas globalmente porque suelen estar limitadas en tiempo y recursos económicos. Por otro lado, el despliegue de recursos necesarios para un abordaje de cada especie por separado, aunque necesario, choca frontalmente con una gestión verdaderamente aplicable. De ahí la necesidad de contar con herramientas que orienten lo más globalmente posible.

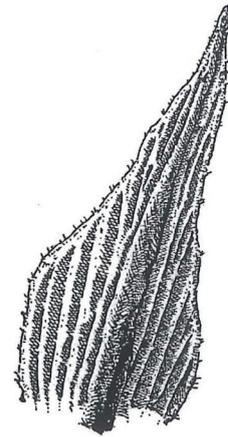
### Conclusiones

A la vista de los resultados obtenidos en este trabajo, se puede concluir que la permanencia de la nieve en la alta montaña mediterránea se muestra como un factor crucial a tener en cuenta, especialmente en lo que respecta al diseño de medidas de gestión en estos hábitats (restauración, planes de recuperación y conservación, gestión de espacios naturales protegidos, etc.). A la hora de plantear actuaciones de restauración hay que tener en cuenta la localización de los mantos de nieve y evitar los ambientes más rocosos y pedregosos, ya que dificultan la supervivencia de las plántulas. Promover el uso de especies boreo-alpinas puede asegurar su continuidad en el tiempo a pesar de obtener resultados menos exitosos en general.

Se espera que aquellas especies que se ven obligadas a migrar a mayores elevaciones pierdan más ejemplares en el proceso debido al endurecimiento de las condiciones para su establecimiento (como *Trisetum glaciale* o *Arabis alpina*), además de la disminución de su hábitat potencial al haber menos superficie conforme se aumenta de altitud. En el diseño de Planes y Catálogos de Protección de Flora Amenazada se recomienda dar mayor peso a aquellos taxones que, sin ser exclusivos del medio local, alcanzan el límite extremo meridional de su distribución global. Esto se debe a que hasta la fecha han sido prácticamente ignorados en comparación con los taxones endémicos de la región al carecer de esta exclusividad local taxonómica.



## CAPITULO III. Las emisiones de polen como indicador de seguimiento de los pastizales de alta montaña



### Introducción

Este capítulo explora la dinámica de evolución temporal de los pastizales mediterráneos de alta montaña (Sierra Nevada, SE de España). El indicador utilizado es la emisión de polen (Pollen Index, PI) respecto a dos aspectos importantes: la incidencia de la dinámica de la nieve junto con otros parámetros hidrometeorológicos, y los cambios de uso del suelo, que pueden influir en la evolución de los pastizales. a través del tiempo. Los resultados revelan que las emisiones de polen en los últimos 25 años han mostrado una ligera tendencia a la baja, con grandes fluctuaciones interanuales, que son consecuencia de diversos factores ambientales, tanto generales como específicos de la zona. Uno de los parámetros que más influye en las concentraciones de polen es la capa de nieve, lo que refuerza la importancia de la presencia de mantos de nieve como recurso hídrico fuera de la temporada invernal en los ambientes de Alta Montaña Mediterránea. Los cambios de uso del suelo experimentados en la zona son un motor de cambio, especialmente por las pérdidas experimentadas en las últimas décadas en los hábitats preferidos de muchas

especies de gramíneas. Se puede concluir que la vulnerabilidad de estos ecosistemas se verá afectada por un aumento de las temperaturas invernales y/o una disminución de las precipitaciones (cambio climático) y un aumento en la intensidad de las actividades antropogénicas sobre el uso del suelo. En este contexto, el IP se muestra como un indicador útil del cambio global dada su sensibilidad a los cambios tanto antrópicos como hidrometeorológicos. Además, cuenta con un amplio rango de capacidad de detección espacial y discriminación por dimensiones altitudinales.

Las gramíneas constituyen una familia de plantas monocotiledóneas que incluye unas 10.000 especies de distribución cosmopolita (Bouchenak-Khelladi et al., 2008). Entre las especies destacadas se encuentra el grupo de los cereales, que por su alto contenido en almidón son la base de la nutrición humana (Whyte et al., 1959), así como las especies formadoras de unidades vegetales (pastizales) presentes en la mayoría de las ecozonas terrestres: tropical y subtropical, sabanas, templado, inundado, montano, tundra, desértico y xérico (Schimper, 1898; Ellenberg y Mueller-Dombois, 1967; Laycock, 1979; Foley et al., 2005; Mazco y Hidingier, 2008). La capacidad de diferentes especies para adaptarse a diferentes condiciones ecológicas, edáficas y climáticas y su resistencia a situaciones ambientales hostiles genera una diversidad de hasta 42 tipos diferentes de pastizales distribuidos en todas las regiones del planeta (Ren et al., 2008). En la región mediterránea, los pastizales, incluidas praderas, pastos y cultivos forrajeros, ocupan hasta el 48% del territorio y participan en la prestación de servicios ecosistémicos<sup>1</sup> como la conservación de la biodiversidad, la producción de forrajes y alimentos, la fijación de carbono, la regulación del clima, protección del suelo y el agua, polinización y almacenamiento de nutrientes (Hörigová et al., 2012; Baumont et al., 2014; Kyriazopoulos et al., 2016). Los pastizales ubicados en las zonas montañosas de la región también son altamente diversificados y ricos en plantas endémicas, con tasas de endemidad que pueden superar el 30% del total de taxones de flora en algunos territorios (Medáil & Quezel, 1999).

Una de las cadenas montañosas más altas de la Región Mediterránea es Sierra Nevada, situada en la región sureste de la Península Ibérica, en dirección este-oeste. Dado su pronunciado gradiente altitudinal, los pastizales presentan varios dominios. Por un lado, el pastizal psicroxerófilo reside en los suelos más desarrollados, con predominio de gramíneas perennes; por otro lado, a partir de los 2000 m s.n.m., la vegetación higrófila

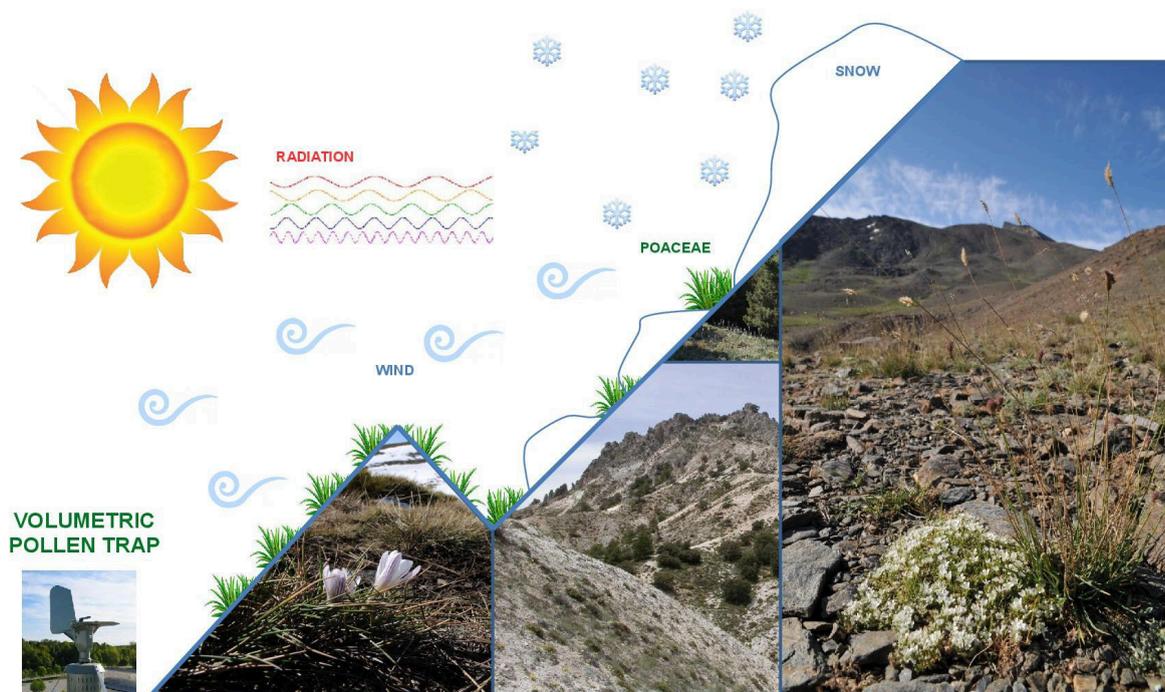
---

<sup>1</sup> El documento de Naciones Unidas (2005) *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis* [Island Press, Washington] define los servicios ecosistémicos como los beneficios monetarios y no monetarios que los humanos obtienen de la naturaleza a través de los ecosistemas saludables. Se clasifican en cuatro grupos: de aprovisionamiento (como producción de agua y aire); de regulación (como control de enfermedades y del clima); de apoyo (como producción de oxígeno) y culturales (como los beneficios espirituales o de recreo).

corresponde a un pastizal húmedo en verano que se encuentra cubierto de nieve durante la mayor parte del año, y que se conoce como “borreguiles” (Salazar et al., 2001). Los importantes cambios experimentados en la zona en los últimos 50 años han puesto de relieve el grave riesgo de amenaza que pueden sufrir estos ecosistemas, agravado por las particulares características ambientales del área mediterránea (Beniston, 2003; Bravo et al., 2008). Estos importantes cambios en la zona incluyen tanto variaciones climáticas pronunciadas (Pérez-Palazón et al., 2015), con una reducción significativa del período de cobertura de nieve (Pérez-Luque et al., 2015), como cambios en el uso del suelo y la cubierta vegetal (Jiménez-Olivencia et al., 2015).

Gran parte de la riqueza natural de este territorio está dada por sus particulares condiciones topográficas, climáticas, edáficas y geológicas, que a su vez son causa de una gran vulnerabilidad ante cualquier cambio en las mismas. El análisis y seguimiento de las condiciones climáticas y de la dinámica evolutiva de las comunidades vegetales se convierten en acciones fundamentales tanto para conocer la tendencia del cambio como sus efectos. En Sierra Nevada, el seguimiento y monitorización de las condiciones climáticas actuales y tendencias futuras, de las poblaciones vegetales y diferentes grupos de fauna, y del impacto en los ecosistemas acuáticos, se lleva a cabo desde hace varias décadas (Zamora et al., 2016) en el marco de programas de seguimiento como el Observatorio del Cambio Global de Sierra Nevada (OBSNEV, Bonet et al., 2011), basado en el marco conceptual y las áreas temáticas propuestas por la iniciativa Cambio Global en las Regiones de Montaña (GLOCHAMORE), a través del programa MaB de la UNESCO (Schaaf, 2012) y la Iniciativa de Investigación de Global Observation Research Initiative in Alpine Environments (GLORIA; Pauli et al., 2007). El seguimiento de las variables climáticas se realiza con una red bastante extensa de estaciones meteorológicas, que desde 2004 se ha ido ampliando hacia altitudes mayores (Herrero et al., 2011; Algarra & Herrero, 2014, 2016), donde existe una falta casi total de datos. Estos registros meteorológicos son los pilares sobre los que se sustenta el avance hacia el conocimiento más preciso de la hidrología de la región. Este conocimiento, en conjunto con modelos hidrológicos distribuidos de base física (Herrero et al., 2009), permite obtener series temporales de variables hidrológicas, como la cantidad y duración de la nieve (Pimentel et al., 2015), la evapotranspiración potencial (Aguilar et al., 2010), o la humedad del suelo, con una resolución espacial del orden de las decenas de metros. Esta información es importante no solo para el análisis de las tendencias de las propias variables hidrometeorológicas (Pérez-Palazón et al., 2015), sino también porque estas variables abióticas impulsan los cambios en las comunidades vegetales que residen en este entorno físico (Zamora et al., 2016).

Respecto a las tendencias hacia cambios futuros, es necesario contar con indicadores que permitan predecir la intensidad del cambio esperado y la respuesta al mismo, especialmente cuando se trata de ecosistemas altamente vulnerables y con baja capacidad de resiliencia. La cantidad de polen emitido a la atmósfera por la vegetación durante su proceso reproductivo ha demostrado ser un registro válido para conocer los factores que tienen mayor efecto sobre el estado biológico de la vegetación y su respuesta al cambio (Cariñanos et al., 2004 y 2016), así como una herramienta para evaluar el estado de especies en peligro de extinción (Cariñanos et al., 2013; Fernández-Llamazares et al., 2014). En el caso específico de las gramíneas, algunos estudios sugieren que además de los factores exógenos, principalmente temperatura y disponibilidad de agua (García-Mozo et al., 2010; Jato et al., 2009), las concentraciones de polen atmosférico también serían un factor consecuencia de procesos internos o endógenos, dependientes de la capacidad del sistema para persistir en el tiempo en un estado de equilibrio dinámico con su entorno (García de León et al., 2015; Hernández Plaza et al., 2012). Además de estos factores, en algunas zonas del Mediterráneo también se ha explorado el impacto de los cambios en la cobertura del suelo sobre la presencia de polen de gramíneas (García-Mozo et al., 2016), aunque dada la ubicuidad y el gran número de especies existentes en algunas áreas, esta relación aún no está clara.



**Figura p1.** Imagen esquemática de las interacciones analizadas en el estudio (Graphical abstract). Fuente: Algarra et al. (2019).

### Objetivo

Aquí se analiza la relación existente entre la evolución de los pastizales de la Alta Montaña Mediterránea con dos importantes grupos de variables poco estudiadas hasta la fecha. Para ello se utiliza como indicador las emisiones de polen (Pollen Index) producidas por las comunidades de gramíneas y su posible respuesta a factores hidrometeorológicos y antrópicos. Entre los primeros, se pone especial énfasis en los efectos inducidos por la dinámica de la nieve. El enfoque antrópico se centra en la posible influencia de los cambios de uso del suelo ocurridos en una misma zona durante las últimas décadas.

### Metodología

#### 1. Descripción del área de estudio

Sierra Nevada (Figura p2) es un macizo montañoso con una superficie de más de 2000 km<sup>2</sup> y una altura máxima de 3479 m s.n.m., que se extiende linealmente 90 km de este a oeste y una anchura media de unos 35 km, en la región sureste de la Península Ibérica. Sierra Nevada presenta importantes valores naturales, que se reconocen en las figuras de “Parque Natural”, “Parque Nacional” y “Reserva de la Biosfera”. Además, es uno de los principales centros de diversidad del Mediterráneo oriental (Molero-Mesa, 1994), ha sido un sitio de Investigación Ecológica a Largo Plazo (LTER) desde 2008 y es un “hotspot” de biodiversidad (Blanca et al., 1998; Myers et al., 2000; Médail y Diadema, 2009). De los más de 2100 taxones florales catalogados en la zona, casi el 40% de ellos son exclusivos del macizo y 80 son endémicos de Sierra Nevada (Molero-Mesa y Pérez-Raya, 1987). Recientemente, ha sido incluida en la primera World Green List of Well Managed Protected Areas, acreditada por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, 2014).

Este macizo montañoso de la Región Mediterránea tiene una altitud considerable, sólo superada en Europa Occidental por los Alpes. Se encuentra en latitudes meridionales (37°N) y, en consecuencia, es probable que persista un manto de nieve continuo por encima de los 2500 a 3479 m s.n.m. durante la temporada invernal, muchas veces interrumpida por períodos de intenso deshielo (Herrero & Polo, 2016). El clima alpino esperado se ve modificado por la proximidad del Mar Mediterráneo (40 km al sur) lo que afecta significativamente a la dinámica de la nieve (Herrero et al., 2009).

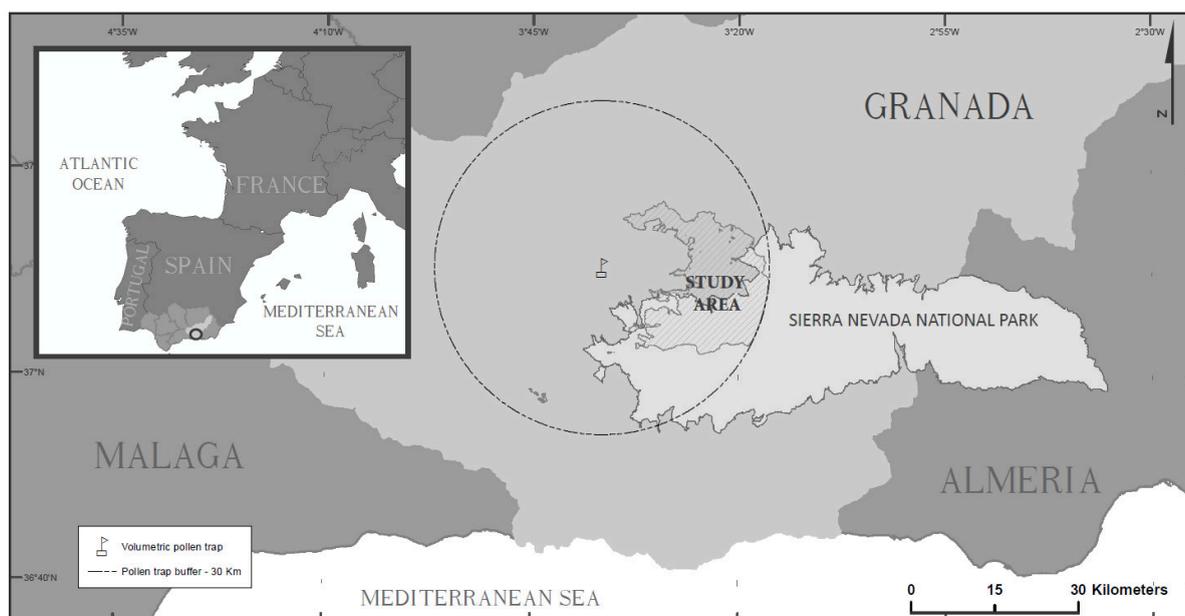


Figura p2: Localización geográfica del área de estudio. Fuente: Algarra et al. (2019).

Durante la temporada de nieve, la temperatura media en Sierra Nevada oscila entre  $-10^{\circ}\text{C}$  y  $10^{\circ}\text{C}$  por encima de los 2000 m s.n.m. (Pérez-Palazón et al., 2015). La precipitación anual fluctúa ampliamente con una alta variabilidad espacial en toda el área debido a cambios en elevación, longitud y orientación (norte-sur). La precipitación media anual en el lado occidental del macizo es de 550 mm a 1000 m s.n.m. y 750 mm a 2000 m s.n.m. En el lado opuesto, hacia el este y noreste, existe un importante efecto de sombra de lluvia que disminuye esta precipitación media anual hasta 300 mm a 1000 m s.n.m. y 465 mm a 2000 m s.n.m. (Herrero & Polo, 2016). El gradiente medio de precipitación con la elevación es de unos  $150 \text{ mm km}^{-1}$ . Las nevadas ocurren principalmente de noviembre a abril en altitudes superiores a los 2000 m s.n.m. En la estación meteorológica Refugio Poqueira (2500 m s.n.m.), la precipitación promedio es de  $889 \text{ mm año}^{-1}$ , el 59% de la cual ocurre en forma de nieve. Las precipitaciones oscilan anualmente entre 1426 mm para un año húmedo y 520 mm para uno seco. La fracción de nevadas respecto a la precipitación total también varía entre el 88% y el 46%, con una tendencia general a ser mayor cuanto menores valores de precipitación anual. La diferencia en las nevadas totales varía desde 910 mm durante un año húmedo hasta 335 mm durante un año seco (Herrero & Polo, 2016). Todas estas particularidades climáticas y topográficas se reflejan en la variedad de hábitats existentes, distribuidos en 4 sectores biogeográficos y 5 de los 6 cinturones bioclimáticos descritos para toda la Región Mediterránea (Rivas-Martínez, 2007). En nuestro estudio, condicionado por la ubicación del muestreador aerobiológico en la ciudad de Granada, obtendremos representación de las comunidades ubicadas en los 4 pisos superiores: mesomediterráneo, supramediterráneo, oromediterráneo y crioromediterráneo, es decir, el rango altitudinal

comprendido entre los 700 y los 3479. m s.n. m. Los límites para los termotipos provienen de los últimos mapas de vegetación que detallan el área de trabajo (Molero et al., 2001; REDIAM, 2009).

### 2. Descripción del grupo taxonómico objetivo

Las gramíneas están representadas en Sierra Nevada por unas 200 especies, lo que constituye el 2% de las especies de la familia *Poaceae*. Aunque no es la familia botánica más abundante en la zona, sí es la más representada en las diferentes comunidades vegetales existentes en Sierra Nevada, especialmente en ausencia de árboles (Romero & Morales, 1996). La mayoría de los taxones están ampliamente distribuidos, aunque el 7% de ellos (14 taxones) son exclusivos del macizo nevadense (Blanca et al., 2001). En cuanto a su distribución, están presentes tanto en ambientes naturales como antropizados, desde el nivel del mar hasta las cumbres más altas del macizo (Blanca & Algarra, 2011). Es en esta última zona donde la artificialización del hábitat y los cambios en las estrictas condiciones climáticas han amenazado a algunas de estas especies. Esta diversidad de hábitats se refleja en el hábito, con más del 60% de las especies perennes, frente al 40% de las anuales. Estas últimas especies tendrían una mayor representación en los pisos bioclimáticos inferiores, comportándose como colonizadores en los espacios más alterados (Romero & Morales, 1996).

### 3. Datos aerobiológicos

Los datos de polen de la familia *Poaceae* se obtuvieron de la Unidad de Muestreo Aerobiológico de Andalucía Oriental, ubicada en la Facultad de Ciencias de la Universidad de Granada (37°11'N, 3°57'W, 685 m s.n.m.), de la que se obtuvo una serie continua de datos desde 1991 hasta 2016. El muestreo aerobiológico se realizó según la metodología estandarizada de la Red Española de Aerobiología, en su Manual de Calidad y Gestión (Galán et al., 2007), que recomienda el uso de muestreadores volumétricos de succión tipo Hirst (Hirst, 1952) y la expresión de resultados en granos de polen/m<sup>3</sup> de aire/día. Con base en los resultados de la serie se establecen algunos parámetros aerobiológicos y fenológicos, como la curva de valores medios diarios de polen de gramíneas y el Índice Anual de Polen (suma de los valores diarios para cada año de estudio), la fecha de inicio de floración, es decir, la fecha a partir de la cual se registró 1 grano de polen/m<sup>3</sup> de aire/día durante al menos 5 días consecutivos (García-Mozo et al., 2009) y fin de la temporada de polen, es decir, la fecha en la que al menos se registra 1 grano de polen/m<sup>3</sup> de aire/día seguido de 5 días consecutivos sin presencia de polen.

#### 4. Datos hidro-meteorológicos

Para este trabajo los datos meteorológicos se obtuvieron de todas las estaciones meteorológicas ubicadas en el área de influencia del área de estudio. Estas estaciones pertenecen a diferentes redes a nivel nacional (La Agencia Estatal de Meteorología o AEMET) y el Organismo Autónomo de Parques Nacionales o OAPN), a nivel regional (La Red de Información Agroclimática de Andalucía o RIA-JA) y a nivel local (las Universidades de Granada y Córdoba dentro del IISTA). Específicamente, se utilizan los datos de precipitación diaria y horaria (27 estaciones), temperatura diaria (30 estaciones), radiación solar (16 estaciones), velocidad del viento (19 estaciones) y humedad relativa (23 estaciones). La corrección de datos y el llenado de lagunas de las series de datos meteorológicos se evaluaron mediante correlación cruzada entre estaciones. Para el análisis de las tendencias generales de temperatura y precipitación a largo plazo se utilizó la estación Arquilla (AEMET), a 1652 m s.n.m., que es la estación más cercana al área de estudio con la serie de datos más completa y mayor altitud.

Utilizando estos datos meteorológicos, se aplica el modelo hidrometeorológico WiMMed (Herrero et al., 2014) para generar mapas distribuidos de variables meteorológicas e hidrológicas para toda Sierra Nevada con una resolución espacial de 90x90 m desde 1999 a 2016. Posteriormente, estos mapas se promediaron para los diferentes cinco niveles bioclimáticos definidos en REDIAM (2009), y para cada una de las cinco cuencas hidrográficas principales de Sierra Nevada (ríos Genil, Fardes, Guadalfeo, Adra y Andarax). Los valores se obtuvieron de forma independiente para cada región y se utilizaron diferentes combinaciones de ellos. Esto facilita el análisis de las relaciones directas entre las series de datos polínicos y los parámetros hidrometeorológicos más representativos de toda una zona de estudio, con las características más homogéneas posibles. La división utilizada da un total de 21 regiones.

De WiMMed se extraen 20 variables hidrometeorológicas representativas a escala diaria. Estas series de datos se pueden agrupar en 10 variables meteorológicas (atmosféricas), 4 variables hidrológicas (relacionadas con la nieve) y 6 variables acumuladas (tanto meteorológicas como hidrológicas). Las variables meteorológicas son 1) velocidad media diaria del viento ( $Ws_m$ ), 2) temperatura máxima ( $T_{mx}$ ), 3) temperatura mínima ( $T_{mn}$ ), 4) temperatura media diaria ( $T_m$ ), 5) número de horas por día con temperatura sobre el punto de congelación, total diaria ( $T_{um}$ ), 6) directa ( $R_{dr}$ ), 7) radiación solar global ( $Rad$ ), diaria 8) lluvia ( $P_{liq}$ ), 9) nevadas ( $P_n$ ) y 10) precipitación total como suma de ambas ( $Pre$ ). Las variables hidrológicas son 1) fracción de la superficie cubierta por nieve ( $SC_n$ ), 2) profundidad de la nieve ( $h_n$ ), 3) deshielo ( $F_{us}$ ) y 4) equivalente en agua

## AVANCES EN LA GESTIÓN INTEGRAL DE FLORA EN MONTAÑA MEDITERRÁNEA

de nieve: la cantidad de nieve acumulada en la superficie en mm ( EAn). Además, también se combinan y/o tratan variables hidrometeorológicas temporalmente para obtener otras variables representativas de los procesos y ciclos asociados a la vegetación de alta montaña. Por ejemplo, para cuantificar conjuntamente todos los aportes de agua líquida en la superficie, se suman la lluvia y el deshielo (PliqMasFus). En cuanto a la escala temporal de los procesos, para cuantificar que el polen recogido en un día depende no sólo de las características de ese día sino también de las condiciones previas, también se obtienen variables acumuladas de los 7 días anteriores. Las nuevas variables obtenidas son 1) la precipitación total (PliqAcum7), 2) la nevada total (P\_n\_Acum7), y 3) la precipitación total como suma de las precipitaciones y las nevadas (Pre\_Acum7), acumuladas en los últimos 7 días, 4) el total diario de agua que llega a la superficie, lluvia más deshielo (PliqMasFus), 5) el total diario de agua que llega a la superficie acumulado en los últimos 7 días (PliqMasFus\_Acum7) y 6) el total de agua derretida acumulado en los últimos 7 días (Fus\_Acum7).

### 5. Usos del suelo

La información relacionada con la variación del uso del suelo fue obtenida del Corine Land Cover Project (CLC), que categoriza los cambios ocurridos en diferentes niveles geográficos, a escala 1:100,000. Esta investigación atendió al segundo y tercer nivel de aplicación, que comprende 15 y 44 tipos de uso del suelo, respectivamente, e indica las principales variaciones de la superficie sobre la cobertura total en los termotipos considerados en la zona de estudio, durante el período 1990- Período 2012. Dentro del área de estudio se identificaron 9 tipos de uso de suelo del nivel 2, así como 19 tipos de uso de suelo del nivel 3. Respecto al segundo nivel de aplicación, se encontraron las siguientes clases Corine: tejido urbano; minas, vertederos y obras de construcción; tierra cultivable; cultivos permanentes; zonas agrícolas heterogéneas; bosques; asociaciones de vegetación arbustiva y/o herbácea; y espacios abiertos con poca o nula vegetación y aguas continentales.

### 6. Análisis Estadístico

Las variables índice de polen (Pollen Index), fecha de inicio y duración de la temporada y tendencias meteorológicas se ajustaron a modelos de regresión lineal simple; Se examinaron las pendientes de las ecuaciones de regresión y los coeficientes de determinación ( $R^2$ ).

Para el análisis comparativo de las variables hidrometeorológicas con el índice polínico anual se consideraron inicialmente todos los datos meteorológicos generados anteriormente. Teniendo en cuenta el rango del muestreador y siguiendo el principio de parsimonia, el análisis exploratorio se procede a limitar al máximo las cuencas hidrográficas, por altitud y por número total de variables para obtener la máxima significancia con el menor número de variables. Para aclarar el peso de cada variable en la emisión de polen de la familia montañesa Poaceae, se aplicó un GLM clásico, estimado por máxima verosimilitud, siguiendo un modelo de distribución de Poisson con función de enlace logarítmica, con una distribución de errores no normal y no varianza constante (Faraway, 2005).

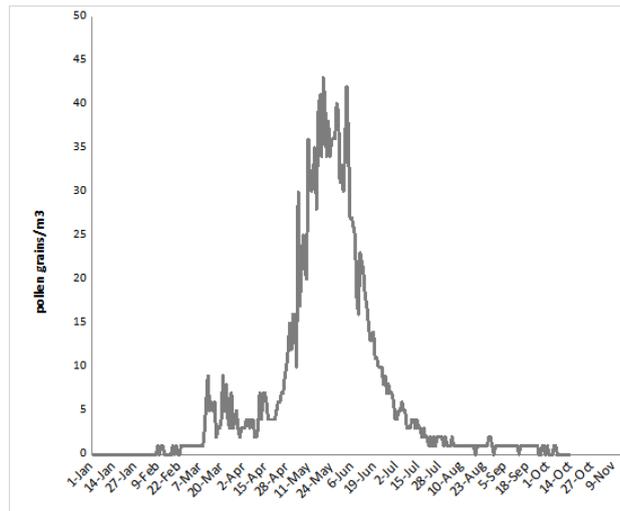
Para explorar la incidencia de los cambios de uso del suelo sobre la vegetación, comparamos los datos promedio del PI con la variación del área obtenida del análisis espacial, mediante un análisis comparativo de medias paramétricas (t-Student). Todos los análisis se realizaron con el software R (R Core Team, 2016).

## **Resultados**

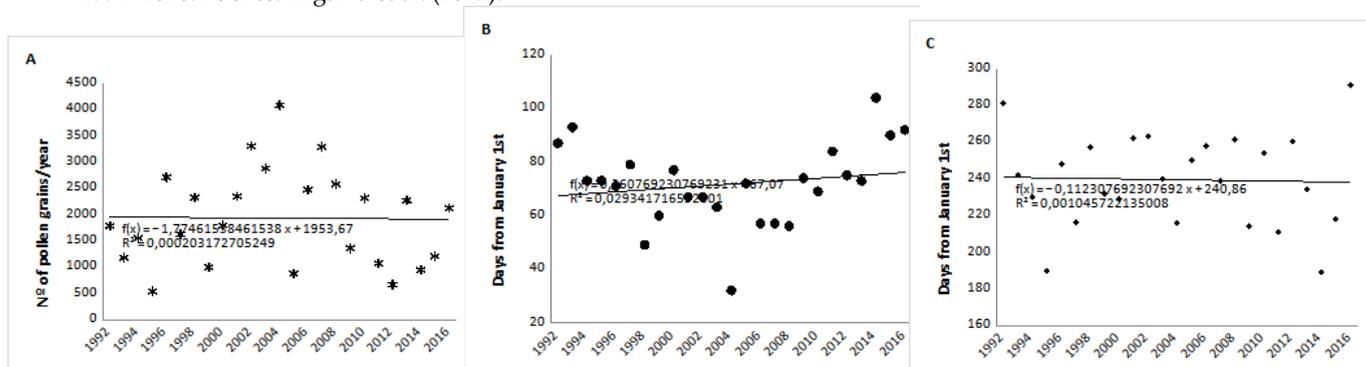
### **1. Datos aerobiológicos**

El polen de gramíneas se detecta en la atmósfera granadina desde mediados de febrero hasta mediados de octubre, mostrando varios picos correspondientes a la floración de especies en diferentes hábitats. La primera parte de la curva corresponde a la floración de las especies ruderales cercanas a la ciudad y del cinturón bioclimático inferior, mientras que en mayo comienza la floración de la especie que crece en el cinturón bioclimático superior de la Sierra Nevada (Figura p3). Entre junio y septiembre, coincidiendo con el pico máximo de la curva, se produce la floración de las especies que forman los pastos en las zonas cacuminales de la Sierra, pudiendo alcanzar valores de 40 granos de polen/m<sup>3</sup> de aire/día.

## AVANCES EN LA GESTIÓN INTEGRAL DE FLORA EN MONTAÑA MEDITERRÁNEA



**Figura p3:** Recuento medio diario de polen de gramíneas en el aire para Sierra Nevada (España) en el periodo 1991–2016. Fuente: Algarra et al. (2019).

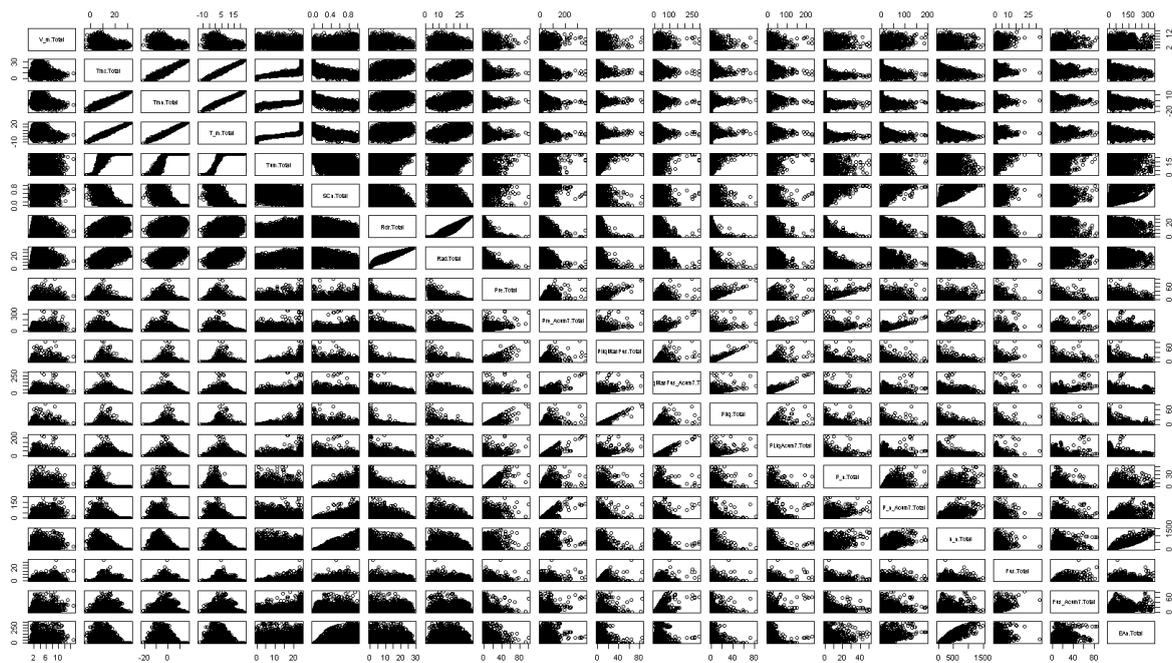


**Figura p4.** Tendencias en parámetros aerobiológicos: A) Pollen Index; B) Fecha de inicio; C) Fecha de finalización. Fuente: Algarra et al. (2019).

La tendencia de los parámetros aerobiológicos y fenológicos muestra que, en el caso del Índice de Polen (PI), el valor anual ha estado cercano a los 500 granos de polen en algunos años (1995, 2012), mientras que en otros los registros han superado los 3.000 granos de polen (2002, 2004 y 2007). Aunque la tendencia a lo largo de la serie es ligeramente a la baja ( $s = -1,7746$ ,  $R^2 = 0,002$ ), hay un ligero aumento hacia el final. En el caso de las fechas de inicio y fin de floración se obtienen tendencias opuestas: un retraso en el inicio ( $s = 0,0769$ ,  $R^2 = 0,0293$ ) y un adelanto en el final ( $s = -0,1123$ ,  $R^2 = 0,001$ ), por lo que las temporadas de floración son cada vez más cortas en términos de duración.

### 3.2. Datos hidrometeorológicos

A través de WiMMed se obtuvieron 20 mapas, igual al número de variables seleccionadas (Figura p5). El rango temporal se limita al intervalo 1999-2016 para garantizar la coherencia de los datos. Esta limitación viene de la gran escasez de estaciones meteorológicas instaladas en los años anteriores a 1999 en zonas de alta montaña y de la falta de datos horarios en las que sí existían, lo que impide tener un buen conocimiento de las precipitaciones en forma de nieve. La alta correlación entre variables meteorológicas es un hecho frecuente y suele provocar un mal uso cuando se pasa por alto (Statheropoulos et al., 1998, von Storch y Navarra, 1999). Como resultado, primero se realiza un análisis de correlación exploratorio (prueba no paramétrica de Spearman) que muestra una correlación alta solo entre 9 de las 20 variables (prueba no paramétrica de Spearman, valores  $D > 0,80$ , Figura p5). Para el tratamiento estadístico exploratorio se promedian los resultados de las 20 variables seleccionadas para las 25 áreas establecidas (por combinación de cuencas y termotipos).



**Figura p5:** Gráfico de correlación entre las 20 variables meteorológicas e hidrológicas analizadas. **Ws\_m:** Wind speed in m/s; **Tmx:** Maximum Temperature; **Tmn:** Minimum Temperature; **T\_m:** Average Temperature; **Tum:** number of hours per day with temperature above 0°C; **SCn:** Fraction of snow covered surface (in decimal); **Rdr:** Direct Radiation (in MJ); **Rad:** Global Radiation (in MJ); **Pre:** Total Precipitation (mm); **Pre\_Acum7:** Total precipitation accumulated in the last 7-days; **Pliq:** Precipitation (rain) in mm; **PliqAcum7:** Precipitation (rain) accumulated in the last 7-days; **P\_n:** Precipitation (snow) in mm; **P\_n\_Acum7:** Precipitation (snow) accumulated in the last 7-days; **PliqMasFus:** Precipitation (rain plus snow melt) in mm; **PliqMasFus\_Acum7:** Precipitation (rain plus snowmelt) accumulated in the last 7-days; **h\_n:** snow depth; **Fus:** snowmelt; **Fus\_Acum7:** snowmelt

accumulated in the last 7-days; **EAn**: amount of snow accumulated on surface in mm. Fuente: Algarra et al. (2019).

El análisis de la serie de datos meteorológicos de la estación Arquilla, seleccionada para analizar las tendencias generales, muestra que durante el período 1989-2016, existe una tendencia a la baja en las temperaturas máximas y mínimas, más pronunciada en el caso de máximos ( $s=-0,08392$ ,  $R^2=0,08303$ ,  $p=0,137$ ,  $s=-0,05874$ ,  $R^2=0,07589$ ,  $p=0,1559$ , respectivamente), aunque en ningún caso es significativo. Se registró una disminución en la cantidad anual de precipitaciones ( $s=-3.919$ ,  $R^2= 0.02207$ ,  $p=0.4506$ ) aunque los registros presentan grandes oscilaciones entre años por lo que esta disminución es insignificante. Las precipitaciones en forma de nieve en Sierra Nevada presentan una tendencia ligeramente ascendente para las series disponibles de este parámetro (2000 a 2014)

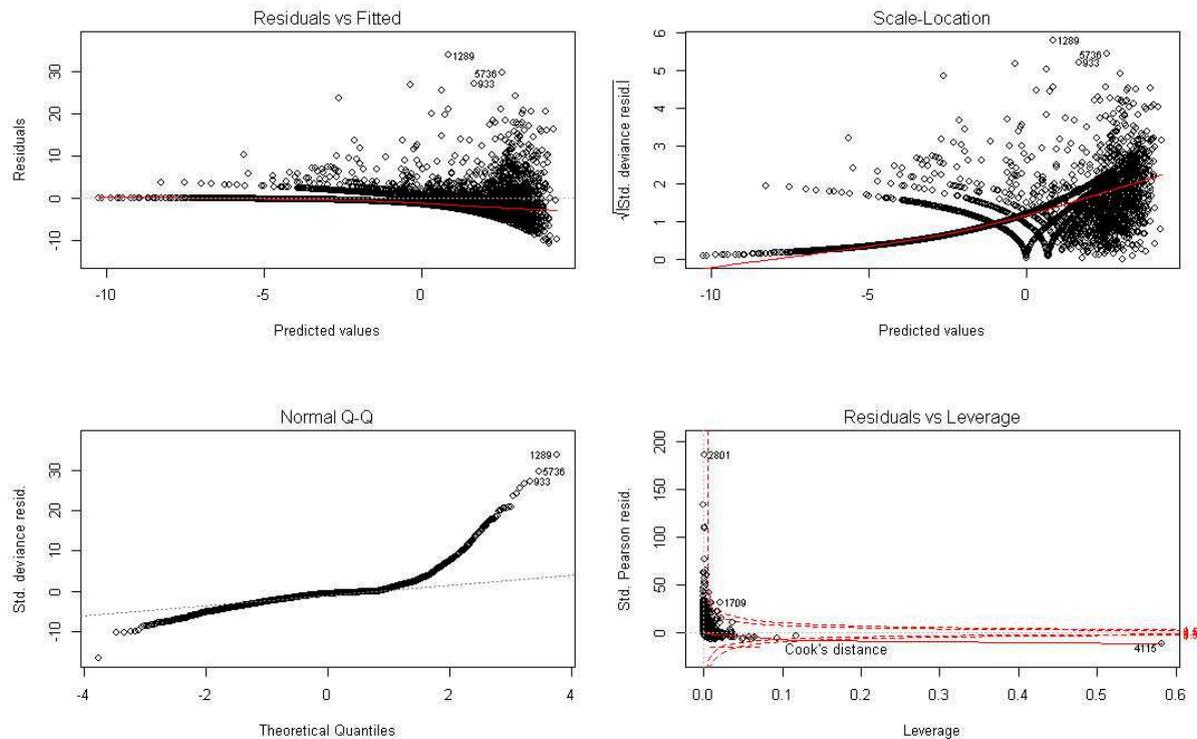
### *3. Relaciones entre los datos polínicos e hidrometeorológicos*

La correlación relativamente baja detectada entre variables hidrometeorológicas apoya el uso de un Modelo Lineal Generalizado (GLM) frente a la posibilidad de utilizar un Análisis de Componentes Principales (Zuur et al., 2007). Gracias al GLM se genera un modelo que muestra qué variables tienen mayor influencia en los registros polínicos. En este caso particular, la variable respuesta es el índice de polen, por lo que se utiliza un GLM siguiendo un modelo de distribución de Poisson con una función de enlace logarítmica.

Siguiendo el principio de máxima parsimonia y máxima desviación ( $D^2$ , proporción de la varianza explicada por el modelo), el análisis se aplica probando diferentes combinaciones de variables y áreas espaciales homogéneas (combinación de cuencas y zonas bioclimáticas). Finalmente, el mejor ajuste del modelo seleccionó la cuenca del río Genil entre los tres primeros termotipos (Figura p5) y sólo 9 parámetros de los 20 iniciales (Tabla p3, Figura p6): velocidad del viento ( $Ws_m$ ),  $T^a$  máxima ( $Tmx$ ),  $T^a$  mínima ( $Tmn$ ), número de horas al día con temperatura superior a  $0^\circ\text{C}$  ( $Tum$ ), fracción de superficie cubierta por nieve ( $SCn$ ), radiación directa ( $Rdr$ ), radiación global ( $Rad$ ), precipitación total ( $Pre$ ) y deshielo ( $Fus$ ). Con estos parámetros se obtiene una explicación del 62,1% de la variable respuesta. Existe una menor significancia en el aporte de agua por precipitación directa ( $p = 0,29224$ ) en comparación con la mayor significancia por deshielo ( $p<0,001$ ).

Aunque este primer resultado es muy satisfactorio, la serie de conteos de polen muestra un porcentaje muy alto de ceros, lo que justifica la exploración de una variante del GLM, la regresión de Zero-inflated Poisson (ZIP) (Long, 1997; Kleiber y Zeileis, 2008). El resultado de ambos modelos se compara mediante la prueba no anidada de Vuong y se obtiene un mejor modelo aplicando el ZIP (AIC. ordinaria-glm: 53080.13; AIC. Zero-inflated:

48536.79;  $p < 0.001$ ). El resultado del ZIP modificó ligeramente el resultado obtenido en el GLM ordinario (Tabla p3), aumentando el nivel de significancia de la precipitación directa (Pre), aunque en menor medida que la contribución del deshielo (Fus).



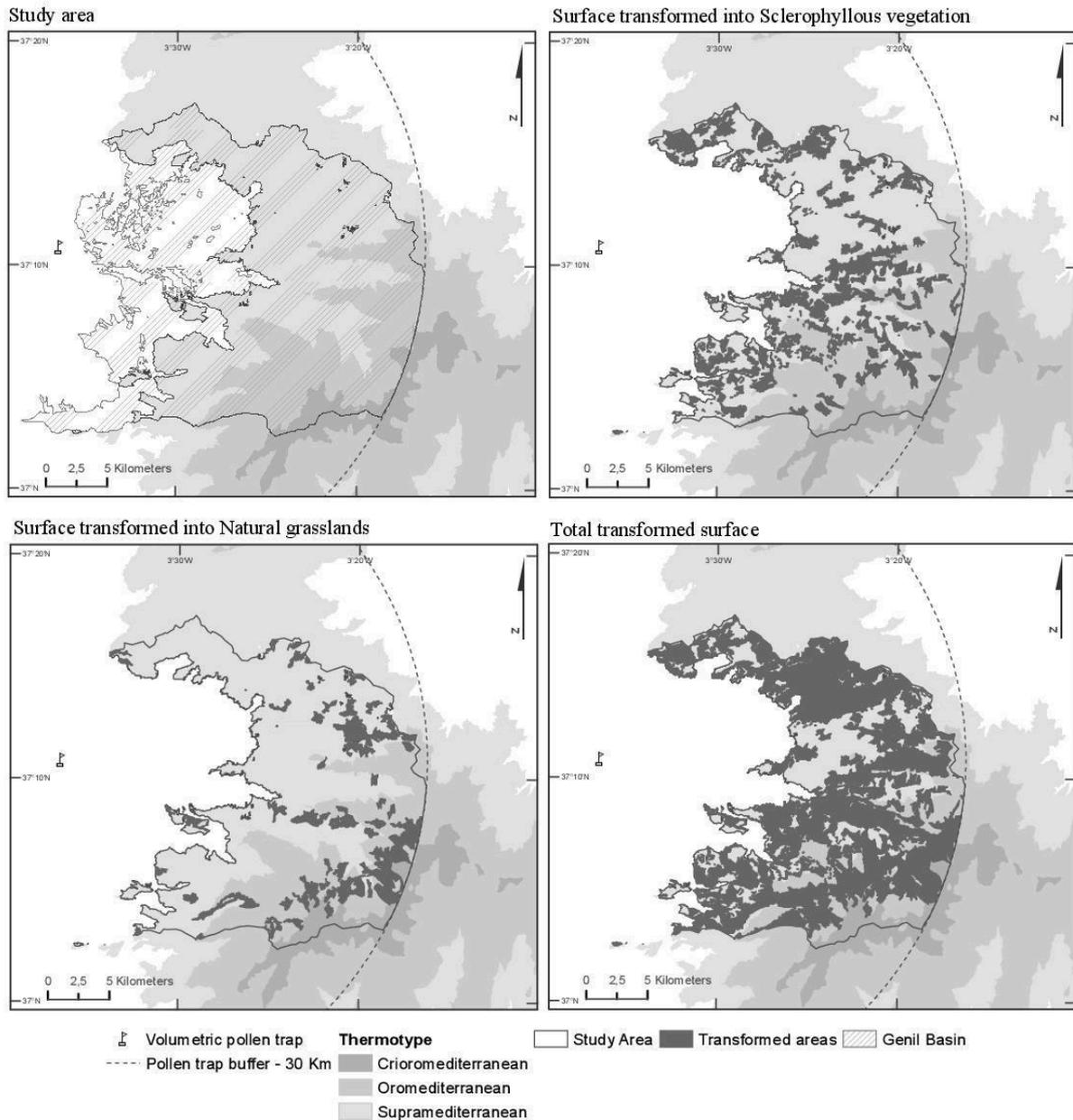
**Figura p6:** Resultados gráficos del análisis GLM Poisson para las 9 variables seleccionadas. Fuente: Algarra et al. (2019).

#### 4. Relaciones entre polen y cambios del uso del suelo

La superficie total que presenta un cambio de uso de suelo es diferente dependiendo del nivel de agregación observado. El nivel 2 presenta un cambio neto en el 17,19% del área de estudio mientras que el nivel 3 alcanza hasta el 36,97% del territorio. En ambos casos, dos de las unidades recogen prácticamente la totalidad de los cambios (Tabla p1 y Tabla p2). La diferencia de superficie total se debe a un cambio entre dos unidades integradas en un mismo grupo. La misma tendencia se ha identificado en términos de transformación de la cobertura terrestre de una clase CLC a otra. Se observa el mayor incremento en el uso del suelo de “323 Sclerophyllous vegetation”, que se debe principalmente a la transformación de “324 Transitional woodland-shrub”, “333 Sparsely vegetated areas” y “312 Coniferous forest areas”. El segundo mayor aumento se identifica para “321 pastizales naturales”, que se debió en parte a la transformación de “324 Sparsely

## AVANCES EN LA GESTIÓN INTEGRAL DE FLORA EN MONTAÑA MEDITERRÁNEA

vegetated areas” y “323 Sclerophyllous vegetation”. En términos de pérdida de superficie, los tipos de uso del suelo más afectados por el cambio de cobertura del suelo a lo largo del tiempo son “324 Transitional woodland-shrub” y “324 Sparsely vegetated areas”, transformándose su clase principalmente en “323 Sclerophyllous vegetation” y “321 Natural grasslands” (Figura p7).



**Figura p7:** Cambio de uso de suelo durante el período 1990-2012. CLC en el marco de la población de pastizales, escala 1: 100 000. Fuente: Algarra et al. (2019).

Evaluando el tipo de cambio dentro de cada período y su cómputo total (Tabla p4), los tipos de cambio en los dos primeros períodos no superan el 1%, mientras que en el último período el tipo de cambio no supera el 37,07%. El tipo de cambio en este período es

ligeramente superior al observado durante todo el período (1990-2012). Cabe destacar que las zonas más altas (crioromediterráneo) tienen una variación del 0% en los dos primeros periodos, mientras que esta última alcanza el 6,11% del termotipo total a pesar de ser hábitats muy estables.

**Tabla p1:** Tipos de usos del suelo del Corine Land Cover 2º nivel de aplicación y variación del área (hectáreas), como porcentaje de la cobertura total durante el período 1990-2012. LEVEL 2: Nivel 2 de aplicación geográfica para la categorización del uso de la tierra; Δ(YY-YY): Variación de la superficie, en hectáreas totales, atendiendo al nivel 2 entre las revisiones de 1990, 2000, 2006 y 2012; L2 S%: Variación del área, como porcentaje de la cobertura total, teniendo en cuenta el nivel 2 entre las revisiones de 1990 y 2012. Fuente: Algarra et al. (2019).

LEVEL 2		Δ (90-00)	Δ (01-06)	Δ (07-12)	Δ (90-12)L2	L2 S%
11	Urban fabric <sup>#</sup>	0.00	0.00	6.18	6.18	0.02%
13	Mine, dump and construction sites <sup>#</sup>	0.00	0.67	-5.09	-4.42	-0.01%
21	Arable land <sup>#</sup>	18.47	0.00	-221.30	-202.83	-0.53%
22	Permanent crops <sup>#</sup>	-0.81	0.00	220.18	219.37	0.57%
24	Heterogeneous agricultural areas <sup>#</sup>	72.17	0.00	867.15	939.32	2.43%
31	Forests	-25.30	0.00	-1191.47	-1216.77	-3.15%
32	Shrub and/or herbaceous vegetation associations	-64.49	-0.67	5797.95	5732.80	14.86%
33	Open spaces with little or no vegetation	-0.05	0.00	-5476.52	-5476.57	-14.19%
51	Inland waters	0.00	0.00	2.91	2.91	0.01%

**Tabla p2:** Tipos de usos del suelo del Corine Land Cover 3<sup>er</sup> nivel de aplicación y variación del área (hectáreas), como porcentaje de la cobertura total durante el período 1990-2012. LEVEL 3: Nivel 3 de aplicación geográfica para la categorización del uso del suelo; 1990 hasta 2012: Año de actualización, superficie en hectáreas (ha); Δ (YY-YY): Variación de la superficie, en hectáreas totales, atendiendo al nivel 2 entre las revisiones de 1990, 2000, 2006 y 2012; L3 S%: Variación del área, como porcentaje de la cobertura total, teniendo en cuenta el nivel 2 entre las revisiones de 1990 y 2012; \*\*: El aumento importante de la superficie se debió al cambio en la cobertura del suelo (en conjunto superan el 25% del área total); \*:La mayor pérdida de superficie se debió al cambio de cobertura terrestre (en conjunto superan el 25% del área total). Fuente: Algarra et al. (2019).

LEVEL 3		Δ (90-00)	Δ (01-06)	Δ (07-12)	Δ (90-12)L3	L3 S%
112	Discontinuous urban fabric <sup>#</sup>	0.00	0.00	6.18	6.18	0.02%
131	Mineral extraction sites <sup>#</sup>	0.00	0.67	-5.09	-4.42	-0.01%
211	Non-irrigated arable land <sup>#</sup>	18.47	0.00	-221.30	-202.83	-0.53%
212	Permanently irrigated land <sup>#</sup>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00%
222	Fruit trees and berry plantations <sup>#</sup>	0.00	0.00	254.98	254.98	0.66%
223	Olive groves <sup>#</sup>	-0.81	0.00	-34.79	-35.60	-0.09%
242	Complex cultivation patterns <sup>#</sup>	0.01	0.00	85.84	85.85	0.22%
243	Land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation <sup>#</sup>	72.16	0.00	-176.85	-104.70	-0.27%
244	Agro-forestry areas <sup>#</sup>	0.00	0.00	958.17	958.17	2.48%
311	Broad-leaved forest	-25.39	0.00	-609.01	-634.40	-1.64%
312	Coniferous forest	0.07	0.00	-905.04	-904.96	-2.35%
313	Mixed forest	0.01	0.00	322.58	322.60	0.84%
321	Natural grasslands	0.00	0.00	4262.28	4262.28	11.04%
322	Moors and heathland	0.00	0.00	2104.71	2104.71	5.45%
323	Sclerophyllous vegetation	-38.04	-0.67	6309.23	6270.53	16.25%
324	Transitional woodland-shrub	-26.45	0.00	-6878.27	-6904.72	-17.89%
332	Bare rocks	0.00	0.00	-1184.24	-1184.25	-3.07%
333	Sparsely vegetated areas	-0.04	0.00	-4292.28	-4292.32	-11.12%
512	Water bodies	0.00	0.00	2.91	2.91	0.01%

Cuando se compara el PI con el cambio neto de superficie en los 3 intervalos del CLC que incluye los hábitats de pastizales preferentes en Sierra Nevada, no existen diferencias significativas entre las medias de los intervalos con la media de la serie completa del PI (t-student;  $p= 0.1979$ ,  $p=0.2229$ ;  $p=0.7013$ , respectivamente). Esto es consistente con la escasa variación observada en los dos primeros intervalos; sin embargo, no es consistente con la variación del último período (33,15%, Tabla p4).

## AVANCES EN LA GESTIÓN INTEGRAL DE FLORA EN MONTAÑA MEDITERRÁNEA

**Tabla p3:** Resultados de GLM estándar y Poisson zero-inflated, coeficientes y niveles de significación. **Ws\_m:** Wind speed in m/s; **Tmx:** Maximum Temperature; **Tmn:** Minimum Temperature; **Tum:** number of hours per day with temperature above 0°C; **SCn:** Fraction of snow covered surface (in decimal); **Rdr:** Direct Radiation (in MJ); **Rad:** Global Radiation (in MJ); **Pre:** Total Precipitation (mm); **Fus:** snowmelt. Fuente: Algarra et al. (2019).

Factor	Standard generalized linear model					Zero-inflated Poisson				
	Estimate	Std. error	z value	Pr(> z )	Signif.	Estimate	Std. error	z value	Pr(> z )	Signif.
(Intercept)	-8,292,894	0,108,903	-76,149	<2e-16	***	-5,861,971	0,120,724	-48,557	<2e-16	***
Ws_m	0,005012	0,001657	3026	0,002	**	0,006049	0,001690	3580	0,0003	***
Tmx	-0,015467	0,001221	-12,663	<2e-16	***	-0,016094	0,001238	-13,002	<2e-16	***
Tmn	-0,034269	0,001332	-25,729	<2e-16	***	-0,027621	0,001349	-20,478	3,40E-93	***
Tum	0,058038	0,001039	55,835	<2e-16	***	0,051883	0,001094	47,426	<2e-16	***
SCn	0,278,409	0,017868	15,581	<2e-16	***	0,161,051	0,018705	8610	<2e-16	***
Rdr	-0,097326	0,001046	-93,029	<2e-16	***	-0,073502	0,001189	-61,819	<2e-16	***
Rad	0,172,709	0,001440	119,970	<2e-16	***	0,131,258	0,001711	76,712	<2e-16	***
Pre	0,000761	0,000723	1053	0,292		0,002458	0,000743	3310	0,0009	***
Fus	0,034213	0,000593	57,744	<2e-16	***	0,033494	0,000610	54,871	<2e-16	***

**Tabla p4:** Cambios de usos del suelo respecto a registros polínicos por intervalos y por termotipos, con cambio neto total y parcial.  $\Delta$  Superficie: Variación neta de la superficie entre intervalos en hectáreas y porcentaje del área total de estudio. PI Media: Los PI se calculan mediante cada intervalo. Fuente: Algarra et al. (2019).

	1990-2000	2001-2006	2007-2012	Total net change
$\Delta$ Surface	181.64 (0.47%)	1.33 (0.00%)	28,729.01 (74.44%)	14,268.19 (36.97%)
Cryoromediterranean	0.00	0.00	79.46	79.46 (6.11%)
Oromediterranean	4.39	0.00	11,056.01	11,056.01 (89.44%)
Supramediterranean	177.25	1.33	17,593.53	17,593.53 (70.57%)
PI Mean	1611.00 $\pm$ 661.75	2658.83 $\pm$ 1079.14	1871.67 $\pm$ 1000.71	1920.71 $\pm$ 934.03

## Discusión

### 1. Relaciones entre los datos polínicos e hidrometeorológicos

El análisis de las emisiones de polen derivadas de las diferentes formaciones herbáceas presentes en Sierra Nevada pone de relieve la diversidad de factores que intervienen en las mismas, ya que además del elevado número de taxones existentes, más de 200, el gradiente altitudinal favorece la existencia de numerosos ecosistemas, con las condiciones ambientales particulares de cada zona bioclimática. Esto hace que el análisis general sea más complejo. En este estudio se consideraron los parámetros meteorológicos señalados como los principales factores exógenos con efecto directo sobre los atributos de floración, temperaturas y precipitaciones. Ambos parámetros mostraron una tendencia alterada respecto a los valores históricos, más pronunciada a mayores altitudes (Bonet et al., 2015), y con valores negativos en el caso de las precipitaciones (Ruiz Sinoga et al., 2011). Esto podría explicar la dinámica observada en los parámetros fenológicos de inicio y final de floración, los cuales también tienen valores muy oscilantes a lo largo de la serie, en relación directa con las condiciones de temperatura y disponibilidad de agua. Sin embargo, la influencia de estos parámetros será diferente dependiendo de las características ambientales y topográficas en las que se encuentren los pastizales. Así, en las

comunidades de pastizal que se extienden por las zonas baja y media de la cordillera, el régimen de precipitaciones incide directamente en el desarrollo óptimo de la floración, especialmente si se producen en el periodo de una a dos semanas previo al inicio (Fernández-González et al., 1999; Cariñanos et al., 2004; García-Mozo et al., 2010). Ascendiendo en altura se van incorporando otros parámetros específicos, según ha revelado el GLM. Las variables que mostraron relación más significativa y positiva con la IP fueron la fracción de superficie cubierta de nieve (SCn), la radiación global (Rad), la radiación directa (Rdr) o el número de horas al día en las que las temperaturas son superiores a 0°C (Tum ), lo que permite conocer las condiciones óptimas para el desarrollo fenológico de especies formadoras de pastizales en las zonas bioclimáticas más altas.

Las relaciones más consistentes se encontraron con los indicadores promediados en la cuenca del Genil. Este hecho es en sí mismo un indicador positivo del método ya que el muestreador (Figura e1) está situado en la zona baja de la cuenca del Genil. Y en este punto queda expuesto a las influencias mayoritarias de la cuenca no solo cuando prevalecen los vientos de levante, sino también con los vientos catabáticos nocturnos provenientes de las altas cotas montañosas que corren valle abajo en la misma dirección (Herrero & Polo, 2016; Montávez et al., 2000).

El análisis estadístico reveló que la variable con mayor peso en el índice polínico fue la fracción de superficie cubierta de nieve (SCn), por delante incluso de variables relacionadas con la temperatura o el suministro de agua que se podría esperar que tuvieran mayor peso. En primer lugar, este resultado apoya nuestra hipótesis de partida sobre la importancia de la nieve en la dinámica de los pastos de montaña. Por otro lado, la correlación entre variables es positiva, lo que podría ser indicativo de la adaptación de este grupo de gramíneas a la presencia de nieve en las cumbres, y a las duras condiciones climáticas que estas especies pueden soportar. SCn también podría comportarse como una variable compleja que representa y engloba otros factores y variables que permiten su presencia y permanencia en los picos: temperatura, suministro de agua, período de vernalización e incluso radiación.

Las temperaturas han demostrado ser uno de los parámetros con más influencia en el comportamiento fenológico de las gramíneas, tal y como se ha demostrado en varios estudios (Myszkowska, 2014; García-Mozo et al., 2009). Mientras que algunos modelos han utilizado la suma ponderada de temperaturas superiores a un determinado valor como parámetro para predecir las concentraciones de polen (Cannel y Smith, 1983), en otros estudios las unidades de refrigeración, definidas como el número de horas de frío que se acumulan por debajo de un determinado umbral, ha sido usado. Esta acumulación de horas

frías explicaría el desarrollo fenológico de las diferentes especies (Kasprzyk y Walanus, 2010). En climas templados, las temperaturas acumuladas en grados diarios superiores a 5.5°C durante el día se utilizaron como variables en el análisis de regresión para explicar la intensidad de la temporada de floración de Poaceae (Emberlin et al., 1999). En la zona estudiada, el umbral de temperatura efectivo para favorecer la floración sería más cercano al de los pastizales alpinos, en los que el proceso de vernalización y las condiciones de día corto (fotoperiodo corto) situarían el umbral de temperatura acumulada en torno a los 9°C (King & Heide, 2009). Esto podría explicar que el pico de los valores medios diarios de la curva a lo largo de la serie se registre entre junio y julio, ya que es característico de los ecotipos alpinos. Las especies vegetales de zonas de alta montaña suelen presentar un período de vernalización más corto (Colasanti & Coneva, 2009) y una inducción secundaria que requiere una transición a días largos potenciada por temperaturas moderadas-altas y un fotoperíodo superior a 10 horas, lo que permite el desarrollo de inflorescencias y antesis (Heide, 1990; 1994; Evans, 1969). En este proceso también incidiría la radiación global (Rad), variable con la que ha mostrado una relación positiva. Esta variable es muy alta en Sierra Nevada en los frecuentes días soleados durante la época de floración.

El aporte de agua, tanto directamente en forma de lluvia como procedente del deshielo, es otro parámetro que ha tenido una importante relación positiva con el índice de polen. Las gramíneas, como grupo mayoritario de plantas herbáceas, tienen una rápida respuesta a las precipitaciones tanto en los periodos inmediatamente previos a la floración (Recio et al., 2010), como durante la época de crecimiento (Craine et al., 2010), lo que puede incluso favorecer la sucesiva floración en diferentes épocas del año (González-Minero et al., 1998). El agua procedente del deshielo de la nieve se convierte en un recurso fundamental en la zona ya que de ella dependen los pastizales higrófilos oromediterráneos (que crecen sobre suelos encharcados tras el deshielo) (Salazar et al., 2001). Esto confirma la gran importancia de la presencia de acumulaciones de nieve fuera de la temporada invernal (los llamados "neveros"), que ocasionalmente persisten hasta el invierno siguiente. Por un lado, el análisis arroja los mayores valores positivos como los relacionados con la presencia de nieve y aporte de agua por fusión (SCn y Fus). Y por otro lado, el factor de precipitación directa (Pre) aparece con un valor y significancia mucho menor. En el análisis anterior esta variable carecía de significación (GLM estándar). Esto concuerda con las características habituales en la alta montaña mediterránea, donde las precipitaciones en verano son escasas o totalmente nulas. Se refuerza así la hipótesis sobre la alta dependencia de la vegetación del aporte de agua por el deshielo en estos ambientes (Giménez-Benavides et al., 2007). Como ya se ha observado en otras zonas de alta montaña del mundo, períodos cada vez más cortos y rápidos de deshielo pueden

generar cambios pronunciados en turberas y pastizales alpinos (Rühland et al., 2006; Burrows, 1977; Zimmermann y Kienast, 1999 ). En Sierra Nevada, aunque en los últimos 25 años no se han detectado diferencias significativas en la composición y en la abundancia de floración de las especies formadoras de borreguiles, sí se han observado cambios significativos en los atributos de floración (Pérez-Luque et al., 2015), y en la diversidad y aumento de la tasa de endemidad (Fernández-Calzado et al., 2012).

La velocidad del viento ( $W_s_m$ ) es otro parámetro influyente con el que se obtiene correlación. En nuestro estudio este parámetro tiene gran relevancia y se trata del fenómeno meteorológico más extremo de Sierra Nevada. Es un agente destacado en el proceso de acumulación de nieve y en la dinámica de dispersión y acumulación de las concentraciones de polen emitido a gran altura (Navares y Aznarte, 2016; Cariñanos et al., 2013), permitiendo el transporte de las emisiones de polen realizadas a media altura. e incluso de larga distancia (Oteros et al., 2015; Rojo et al., 2015). Aunque algunos autores consideran que el polen de las *Poaceae* tiene una capacidad de dispersión limitada, y se registran principalmente cerca de la fuente de emisión (Peel et al., 2014), otros estudios consideran que un muestreador aerobiológico puede registrar niveles de polen y diversidad taxonómica de emisión. fuentes ubicadas en un radio de 30 km, e incluso mayor dependiendo de las características del polen y del sitio de muestreo (Katelaris et al., 2004; Rojo et al., 2016). Este proceso también se vería facilitado por el menor tamaño de los granos de polen de las gramíneas formadoras de pastizales en relación con los pastizales que participan en otras formaciones vegetales mixtas (es decir, bosques), que tienen un tamaño mayor como adaptación a una menor dinámica de flujo del viento. (Radaeski et al., 2016). Esto explicaría la recogida de altas concentraciones de polen de distintos orígenes en el muestreador aerobiológico situado en la ciudad de Granada, a cierta distancia de los pastizales montanos (Cariñanos et al., 2016).

## *2. Relaciones entre el polen y los cambios de uso del suelo*

Los cambios de uso del suelo experimentados en la zona ponen de relieve las transformaciones sufridas por la superficie territorial, y en directa relación, por la cubierta vegetal. Estos cambios se consideran un factor de influencia en las emisiones de polen (Rojo et al., 2016; Maya-Manzano et al., 2017). Las series de mapas analizados confirman que las tipologías de suelo que mayor pérdida han tenido han sido las "324 Transitional woodland-shrub" (6 904.72 ha) y las "333 Sparsely vegetated areas" (4 292.32 ha). En conjunto, el número total de casos incluye algunos de los hábitats preferidos de muchas especies de gramíneas, como pastizales de alta montaña o tierras agrícolas con importante

## AVANCES EN LA GESTIÓN INTEGRAL DE FLORA EN MONTAÑA MEDITERRÁNEA

vegetación natural, en los que algunas de las especies que más contribuyen al espectro polínico atmosférico, como *Dactylis glomerata*, Son abundantes *Lolium rigidum*, *Trisetaria panicea* y *Vulpia geniculada* (León-Ruiz et al., 2011). Este proceso podría explicar la tendencia general a la baja de la PI de gramíneas a lo largo de la serie, al sumarle a la lejanía de las poblaciones ruderales el impacto de las actividades antropogénicas (Chen et al., 2014; García-Mozo et al., 2016). Algo similar se ha detectado en los niveles de polen de otras especies herbáceas en las que los cambios en el uso del suelo han sido impulsores de un descenso significativo del índice polínico anual, como las de la familia *Amaranthaceae* (Cariñanos et al., 2014), y aquellas de los géneros *Plantago* (Tormo-Molina et al., 2001) y *Rumex* (Ziello et al., 2012). En las comunidades de gramíneas que habitan en Sierra Nevada la situación ha sido similar, ya que hasta un 40% de las formaciones de matorrales y pastizales han sido sustituidas por plantaciones extensivas de coníferas, en particular de *Pinus sylvestris* (Jiménez-Olivencia et al., 2015), en los que la alta densidad de individuos y la baja intensidad lumínica bajo el dosel no favorecen un adecuado desarrollo de las herbáceas.

Se observa un aumento de casi el 10% de la superficie total en uno de los tipos de CLC que más pueden aportar a los registros polínicos ("321 Natural grasslands") y, en general, los tipos que más aportan a los pastos (casi en el tercer periodo). Sin embargo, los datos de polen registrados no parecen reflejar un aumento esperado consistente con estos datos. También se ve que los cambios en las capas superiores, como era de esperar, son muy ligeros en términos de superficie total y regional. En el cinturón crioromediterráneo los cambios se registran sólo en el último periodo, siendo la mayoría de ellos una disminución de "333 Sparsely vegetated areas" y un aumento similar de "321 Natural grasslands".

Sin embargo, los dos tipos con mayor ganancia de superficie (hasta un 27.29% del total) resultan ser dos tipos que, *a priori*, proporcionarían una gran cantidad de gramíneas con sus correspondientes emisiones de polen (Tabla p3): "323 Sclerophyllous vegetation" (6309.23 ha) y "321 Natural grasslands" (4262.28 ha). A esta aparente contradicción se suman dos observaciones de interés: 1) el hecho de que gran parte de la superficie del cinturón crioromediterráneo ha variado, lo que es inconsistente con el cambio real de la vegetación en estas alturas. Y 2) el valor del área perdida en "333 Sparsely vegetated areas" es prácticamente el mismo que el ganado en "321 Natural grasslands" (Tabla p3). Estas inconsistencias se explican cuando se descubre un cambio metodológico en la cartografía generada por el CLC (García-Álvarez, 2018). La última actualización de 2012 se desarrolló a partir del SIOSE (Sistema de información de ocupación del suelo en España), una base de datos de ocupación del suelo a nivel nacional con una escala superior a la

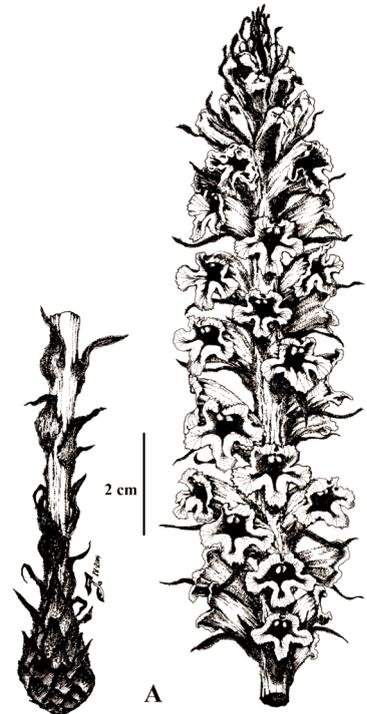
utilizada en el CLC (equivalente a 1:25 000). Este aumento del grado de detalle, junto con el diferente origen cartográfico, parece explicar la repentina aparición en 2012 de nuevos usos del suelo (i.e. plantaciones de frutales y frutos del bosque o zonas Agroforestales) y determinadas sustituciones entre tipologías (i.e. "321 Natural grasslands" y "333 Sparsely vegetated areas"). Por lo tanto, se puede suponer que existe un ligero cambio en el uso del suelo que genera una ligera disminución en los registros polínicos, mientras que los cambios reflejados en el último período son de poca ayuda. Asimismo, esta situación tendría un efecto menor en zonas de mayor altitud, donde los cambios de uso del suelo han sido menos intensos y, por tanto, las condiciones climáticas siguen siendo los principales impulsores de los cambios detectados en las comunidades vegetales.

## Conclusiones

Los resultados obtenidos en este trabajo ponen de relieve el importante papel que diferentes factores, tanto naturales como derivados del cambio de uso del suelo, tienen en el desarrollo y mantenimiento de los pastizales mediterráneos de alta montaña, en particular, en el caso de Sierra Nevada (SE España).

De las variables más influyentes destaca la cobertura de nieve, seguida de la radiación, la temperatura y el aporte indirecto de agua (deshielo). Por el contrario, el aporte directo de agua (precipitación) y la velocidad del viento se revelan como las variables menos relevantes. En relación con la nieve, se señala la importancia de la presencia de acumulaciones de nieve fuera de la temporada invernal (neveros), ya que se convierten en reservorios de agua disponibles para las especies formadoras de pastizales en los periodos de mayor actividad reproductiva. Esto apunta a la enorme sensibilidad de las praderas mediterráneas de alta montaña ante el cambio climático. Una disminución de estos recursos puede tener efectos directos en la diversidad, estabilidad y respuesta de las comunidades vegetales más vulnerables y amenazadas. Los cambios de uso del suelo realizados en los últimos años, en los que se han producido importantes pérdidas en algunos de los hábitats preferidos de las herbáceas de alta montaña, también han contribuido al adecuado desarrollo de las comunidades de pastizales alpinos, siendo de mayor intensidad en zonas de influencia antrópica. Como medida de seguimiento de los cambios que se producen se debe contar con información cartográfica precisa, aunque el análisis espacial debe apoyarse en la recolección de datos específicos en campo. En este contexto, el PI se muestra como un indicador útil del cambio global dada su sensibilidad a los cambios tanto antrópicos como hidrometeorológicos. Además, cuenta con un amplio rango de capacidad de detección espacial y discriminación por dimensiones altitudinales.

# CAPITULO IV. El componente social en la conservación de flora



## Introducción

### 1. Contexto social y gestión adaptativa para la sostenibilidad de la biodiversidad

Conforme la variabilidad climática modifica sus formas de expresión como consecuencia del cambio global, aparecen nuevas incertidumbres relacionadas con el medio ambiente (Dietz et al., 2020; Wiertz et al., 2022; Islam & Kieu, 2021; Oliver-Smith et al., 2017) que interviene en procesos a distintos niveles (social, económico, ambiental, político, de seguridad, humano o sanitario) (Brauch et al., 2009). Las ciencias sociales han abordado el tema de las amenazas naturales derivadas del cambio climático con una ingente cantidad de bibliografía. Esta bibliografía se enfoca principalmente en social vulnerability, resilience and adaptation (SVRA) (Kuhlicke et al., 2023). Presta atención a la sociedad del riesgo (Beck, 1998; Giddens et al., 1998), documentada en relación con el medio ambiente desde finales del siglo pasado (Mol et al., 1993; Peter, 2020). Se conoce

como etapa de “mitigación” (Burton, 2021). Desde este enfoque se desprende que el cambio global influye en dimensiones sociales como la distribución del poder, la equidad, las relaciones o el impacto de los Espacios Naturales Protegidos (Protected Areas, PA) en el bienestar humano (Jones et al., 2020), con una combinación de exposición al riesgo y, al mismo tiempo, insuficiente capacidad para hacer frente y gestionar los cambios bruscos e imprevisibles de la naturaleza (sequías, inundaciones, etc.) por parte de estructuras como el Estado o las entidades locales.

Entre sus consecuencias se evidencia la pérdida de biodiversidad, que se relaciona con la fragilidad o vulnerabilidad del sistema (OECD, 2023). La biodiversidad consiste en la variedad de la vida en la Tierra a todos los niveles, desde genes a ecosistemas, e incluye todos los procesos ecológicos, evolutivos y culturales que alimentan la vida (Wilson, 1988; Díaz et al., 2018; Center for Biodiversity and Conservation, 2024). Sociológicamente hablando, su pérdida implica violencia, pobreza, desigualdad, desplazamientos y degradación ambiental y política. Estas dimensiones tienen implicaciones directas sobre la salud y la esperanza de vida de las personas (Baxter, 2020; Dasgupta, 2021; Lohmann et al., 2023; Therborn, 2013). Está ampliamente aceptado que la pérdida de biodiversidad y la pobreza son problemas relacionados y que la conservación y la reducción de la pobreza deben abordarse juntas (Adams et al., 2004). El cambio climático y sus procesos de exclusión suponen un reto para la igualdad, la justicia y la seguridad humanas, sobre todo de los grupos más vulnerables (Joseph et al., 2023; O'Brien, 2021; Davidson, 2022; Eriksen et al., 2021). Como consecuencia del cambio global se produce el desplazamiento y la migración, que provocan desequilibrios demográficos (Adger, 2021, Dickinson et al., 2021). Como sucede en otras dinámicas de desigualdad, la exclusión social puede ser considerada un estado al que se llega a través del proceso de vulnerabilidad (Castel, 1995). Y es durante el proceso de fragilidad o vulnerabilidad cuando es oportuno realizar intervenciones para soslayar la exclusión desde la estrategia de gestión adaptativa para la protección de la biodiversidad. Esta estrategia debe aportar soluciones y respuestas interdisciplinarias que impliquen a la población (Machlis, 1992; Besek, 2018; Chapin et al., 2000; Liu et al., 2007; Zipperer, et al., 2011) y se basen en la innovación social, en la capacidad de los individuos o las comunidades en la participación y experimentación colectiva. Además de contar con el aprendizaje y la gestión de riesgos para encontrar soluciones de gobernanza centradas en los beneficios sociales y ecológicos que contribuyen a la sostenibilidad de los sistemas socioecológicos (Ambrose-Oji, 2020).

Las estrategias deben permitir la introducción de cambios económicos, políticos y sociales que ayuden a amortiguar dichos riesgos. Por tanto, es el momento de abordar

desde las ciencias sociales una etapa de análisis de las implicaciones para la gestión, iniciando así, una etapa que podría denominarse de responsabilidad social o de compromiso simbiótico con la naturaleza. Se debe implicar a la población en la gestión adaptativa de la protección medioambiental. De tal modo, que para realizar tareas de protección de la biodiversidad, primero, se caracterice a fondo al grupo social que está en contacto con cada espacio natural donde se interviene. Esto es, crear un espacio académico donde el objetivo es conocer el background en una comunidad para implementar estrategias de gestión. Es necesario focalizar los esfuerzos de investigación porque las dimensiones sociales son cruciales *a priori* para proteger activamente la biodiversidad (HyeJin et al., 2023, Juhola, 2023; IPBES, 2019) e implementar 30×30 (30% tierras protegidas en 2030) objetivo global de conservación de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (Sandbrook et al., 2023; United National Environment Programme , 2020).

### 2. Capital natural y capital social

La pandemia por COVID-19 ha evidenciado la interconexión humana con la naturaleza, cómo las crisis sanitarias, económicas y climáticas deben resolverse conjuntamente (Ugolini et al., 2020; O'Brien, 2021). En el fomento de un contexto de interdisciplinariedad donde la sociología y otras ciencias sociales aborden la pérdida de biodiversidad junto con las ciencias más experimentales, los conceptos capital natural (Bastien-Olvera et al., 2024; World Bank, 2021; Islam & Kieu, 2021; Bennett et al., 2017; Kareiva, 2011; Pretty & Smith, 2004; Costanza & Daly, 1992) y capital social (Whiteley, 2000; Barbier, 2019; Jones & Clark, 2013; Jones & Clark, 2014; Adger, 2003) permiten establecer puentes para el análisis. Ambos términos pueden generar sinergias en la adaptación al cambio climático y en los intentos de mitigar sus efectos. Poner en valor el capital natural contribuye a que la sociedad sea consciente de la necesidad de la conservación de la naturaleza. Analizar algunas dimensiones del capital social como las normas y su dimensión a nivel micro para el comportamiento individual puede permitir tomar decisiones para la gestión adaptativa ante las transformaciones en la naturaleza y sus consecuencias en la vida social (Pretty & Ward , 2001).

El capital natural es parte de la riqueza de cada nación, interrelaciona biodiversidad, servicios ecosistémicos y sistemas económicos (Ganda, 2022; Alvarado et al., 2021; Taiwo et al., 2021; Hussain et al., 2021; Ferrer et. al, 2022). Se trata del stock o conjunto de bienes y servicios que nos proporcionan los ecosistemas y que, además, fundamentan la economía y el bienestar social. El capital natural “*es parte de la base productiva de la sociedad y produce flujos de beneficios monetarios y no monetarios*” (Bastien-Olvera et al., 2024:727).

Es decir, ofrece valor monetario y comunitario y, por tanto, sostenibilidad (Stålhammar, 2021). Puede ser cuantificado a partir de los recursos forestales, las tierras de cultivo y de pasto, los recursos energéticos, los minerales metálicos y los Espacios Naturales Protegidos (Reig et al., 2023; BBVA, 2023). El capital natural incluye la flora y es capaz de obstaculizar por sí mismo el cambio global y, paradójicamente, se encuentra inerme ante él.

El concepto capital social fue adoptado desde mediados de los años 90 por el Banco Mundial para abordar el Desarrollo Sostenible (Dasgupta et al., 2000; Grootaert et al., 2002). Sus diversas dimensiones (Putnam, 1995; 2000) permiten legitimar y promover el interés general o el bien común. Está constituido por los tipos de relaciones sociales que establecen las bases de la democracia (Tocqueville, 2018; Lichterman, 2006). Implica el compromiso cívico que impulsa la reciprocidad necesaria para que los sujetos se sientan integrados y vinculados en un grupo social y con el Estado (Woolcock, 1998) y, por tanto, que quieran o no participar de forma activa en los procesos sociales, así como en las políticas que se adopten. El capital social está formado por elementos como las normas de reciprocidad e intercambio, los valores, las redes sociales, las sanciones comunes, la cooperación entre instituciones (Pretty & Ward, 2001) o las relaciones de confianza (Coleman 1988; Putnam 2000; Sztompka 1999).

Su alcance es profundo, porque el capital social se relaciona con una red duradera de conocimiento institucionalizado (Bourdieu, 1980, Castón, 1996) y con los recursos socio-estructurales que promueven acciones concretas de los individuos que están dentro de esa estructura (Coleman, 1988; 1990). Contribuye a la cohesión, el desarrollo o el bienestar sociales e interviene en la capacidad de sus miembros para actuar y satisfacer las necesidades de forma coordinada para el beneficio mutuo. Conocer la participación y si los valores pro-ambientalistas, pro-conservacionistas o pro-utilitarios rigen el sistema normativo de un grupo humano, es analizar una parte del capital social de partida para el desarrollo de políticas de conservación de la biodiversidad.

Por tanto, el capital social interviene estrechamente en la gestión del capital natural y en la aceptabilidad de las políticas medioambientales (Pretty et al., 2004; Jones et al., 2014). Estas ideas son centrales en la gestión adaptativa al cambio global, porque cuando la población considera que la protección de la biodiversidad, su capital natural y servicios ecosistémicos, capital social, económico y cultural están relacionados, aumenta la propia implicación de la población en la protección (Newig et al., 2023; Sterling et al., 2017). Para que las estrategias de conservación y resiliencia se implementen de forma efectiva y los recursos de la gestión no se derrochen, las estructuras sociales deben formar parte del proceso. Implicar a los gobiernos locales, a la sociedad civil, a cada individuo, además de al

sector privado (Troxler et al., 2021). En definitiva, las medidas adoptadas desde la gestión deben estar legitimadas por la propia sociedad donde se implementan (Díaz et al., 2018).

Así, cada vez con mayor intensidad, se plantea la necesidad de integrar en los modelos de gestión las normas y los valores relacionados con la naturaleza, además de fortalecer los vínculos entre biodiversidad, acción humana y calidad de vida (Khine et al., 2023). Compatibilizar la protección de la biodiversidad y el desarrollo económico de las poblaciones donde tiene lugar el cuidado de la naturaleza es un requisito *sine qua non* para que cualquier actividad de gestión del medio natural obtenga los resultados que los objetivos de gestión se propongan. Se genera sinergia *pro-environmental* cuando se cubren las necesidades económicas y ecosistémicas de la población y, simultáneamente, se protege la biodiversidad. Cuando la estrategia de conservación tiene lugar en contextos sociales de cogestión, empoderamiento de la población local, reducción de las desigualdades económicas y mantenimiento de los beneficios culturales y de medios de vida, la conservación implica un valor para la comunidad (Oldekop et al., 2015). Así lo demuestran los estudios sobre las áreas protegidas en las que la biodiversidad es mayor y la legislación es más dura para preservarla (Jones et al., 2020). En el mundo rural, las iniciativas que tratan de crear capital social relacionado con la biodiversidad entre la población agrícola permiten el desarrollo de nuevas normas e instituciones. Las relaciones comunitarias mejoran creando tejido social basado en acuerdos que promueven reciprocidad, normas y sanciones locales propias (Pretty & Smith, 2004).

En definitiva, la relación de las sociedades con la naturaleza va más allá del uso del agua, la tierra o su implicación en las decisiones administrativas o los derechos de la población. “It is about [...] define the meaning and measure of biodiversity. It is about recognition of the dynamic interplay of biological, cultural, and linguistic diversity” (Lockie, 2023:2). En la lógica de la conservación, es imprescindible para la gestión contemplar a los grupos humanos que conviven con la diversidad, que incluso integran sus tradiciones en esa convivencia.

### 3. Construcción social para proteger la biodiversidad en Europa y España

En el contexto de protección de la biodiversidad, son numerosos los organismos implicados en todo el mundo a nivel internacional, europeo, nacional o local. Bajo el lema “bringing nature back into our lives”, la Unión Europea promueve la Estrategia de Biodiversidad de la UE para 2030 (European Commission, 2020; 2023). Es el pilar del denominado European Green Deal, que se asienta sobre Habitats Directive (92/43/EEC). Prevé esfuerzos económicos y sociales para proteger el medio ambiente de las

consecuencias con las que el cambio global destruye la biodiversidad. Es un intento por recuperarla e integrarla en las estrategias de crecimiento económico. Un ejemplo es la ampliación de la protección de los Espacios Naturales Protegidos (ENP) de la Red Natura 2000 (Spiliopoulou et al., 2023; European Commission, 2023). Como islas de biodiversidad, los ENP albergan flora y fauna en riesgo de desaparecer y tienen una correlación positiva en el bienestar social y en las formas de subsistencia de la población.

Existe ya un recorrido histórico legislativo en lo referente a protección de la biodiversidad en España y más concretamente, a la protección de su flora. Las leyes más recientemente aprobadas y vigentes que protegen la biodiversidad a nivel nacional en España son: Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, Real Decreto 1057/2022 Plan estratégico estatal del patrimonio natural y de la biodiversidad a 2030, y la Ley 7/2021 de cambio climático y transición ecológica para garantizar el uso racional y solidario de los recursos.

Sin embargo, al mismo tiempo que se desarrolla desde las instituciones un discurso sobre el valor positivo de la protección del medio ambiente, es necesario un mayor análisis para recabar evidencias científicas que permitan gestionar e implementar la Estrategia de Biodiversidad 2030, tanto en materia de ENP (Jones et al., 2020), como en otras dimensiones de la biodiversidad (Köninger et al., 2022).

Cuando nos aproximamos a la construcción social de la necesidad de la naturaleza para la vida humana comprobamos que los ciudadanos europeos equiparan en sus valoraciones sobre la satisfacción vital, la riqueza de la biodiversidad de especies de aves, por ejemplo, con el nivel de ingresos (Rehdanz et al., 2021). También se evidencia un cambio en los valores sociales hacia la flora en el marco legislativo (Amos, 2017). Se está produciendo una transformación que se aleja del enfoque tradicional exclusivamente para el beneficio humano y de regulación de su explotación. El tratamiento de la flora actualmente vira hacia un estatus distinto por su contribución al logro de objetivos en los servicios ecosistémicos, por la configuración de espacios sociales, por su influencia en el comportamiento humano individual y colectivo. El reconocimiento de estos roles que desempeñan las plantas a nivel social ayuda a transformar la relación de la sociedad con la flora y el mundo natural en general. Trabajos en el área de neurobiología vegetal del Profesor Mancuso y colaboradores han abordado las implicaciones de sus descubrimientos para las ciencias sociales y su potencialidad para el enriquecimiento y transformación de la organización humana, proponiendo un modelo que supera la visión instrumental de la flora (como hace el capital natural) e incluso proponiendo un nuevo paradigma económico y de estructura social basado en el mundo vegetal: “Vegetable Economics” (Rotondi et al., 2022).

### 4. Vulnerabilidad de la diversidad florística en España

Tanto las plantas como los hongos son imprescindibles para el futuro de los alimentos, el aire y el agua limpios, así como para la medicina, la farmacia y otros importantes servicios ecosistémicos. De forma simultánea, son altamente sensibles al cambio global e imprescindibles para la vida. El papel de las plantas en la dinámica hidrológica es inmanente, reduce el riesgo de inundaciones, fomentando la infiltración de aguas subterráneas o la eliminación de contaminantes del agua y del aire (Caparrós-Martínez et al., 2021). Para este estudio, el término flora se refiere al conjunto de plantas vasculares nativas o introducidas de una región geográfica.

Según los últimos datos de IUCN, se estima el total de plantas conocidas en 415,625 especies distintas. De ellas, el 45% de las plantas con flores catalogadas en todo el mundo están en vías de extinción (Royal Botanic Gardens, Kew, 2023). Más de la mitad (54.2%) de especies de árboles, unos 32090, están amenazados. Además, alrededor de 17000 especies de árboles están en grave riesgo de desaparición como consecuencia del cambio global (Boonman et al., 2024).

En España, el valor de los recursos naturales por habitante es un 34% superior a la media de la UE-27. Las dotaciones de capital natural per cápita se sitúan alrededor de los 9.000€/per capita (Reig et al., 2023). Y, de forma simultánea en el contexto europeo, es posiblemente el país con mayor riesgo de pérdida de biodiversidad, lo que se ha traducido en que también sea el país europeo donde más ENP y especies de flora amenazada existen, alcanzando un 25.33% del total europeo. Como muestra, la Lista Roja de Especies Amenazadas IUCN cifra en un total de 291 los taxones vegetales amenazados en Spain (Spiliopoulou et al., 2023; IUCN,2024). Los espacios declarados áreas protegidas hasta diciembre de 2022 en España llegan a 1842, lo que se traduce en una superficie terrestre de 7,492,375.22 m<sup>2</sup> (14.80% del territorio español) (MITECO, 2023). El peso de las áreas protegidas (ENP terrestre y marino) en el total del país se ha cuadruplicado desde el 3,9% en 1995, hasta el 16,5% en 2018 (Reig et al., 2023).

### 5. ¿Por qué una encuesta para proteger la biodiversidad florística y asegurar su sostenibilidad?

El conocimiento permite que los esfuerzos económicos y humanos sean más provechosos en la protección de la biodiversidad (Algarra et al., 2024). En materia de gestión para la conservación, una de las principales carencias científicas es la falta de conocimiento sobre el impacto social de las medidas adoptadas. Esto es así aunque, como

se ha indicado, numerosos análisis han mostrado la importancia de las sociedades locales para alcanzar los logros de conservación (Troxler et al., 2021). Y, del mismo modo que el cambio global requiere análisis continuos desde las ciencias experimentales, es necesario asumir que el impacto social de las medidas que se adoptan para abordarlo necesita de estudios longitudinales. Las consecuencias humanas de las medidas no son estáticas, como no lo es el cambio global y, por tanto, precisa de análisis acumulativos, cuantitativos y cualitativos desde las ciencias sociales con una perspectiva prolongada en el tiempo (Moon et al., 2019; Sutherland et al., 2018; Bennett et al., 2017; Ma et al., 2023). Los planes y proyectos para mitigar el cambio global o la protección de la biodiversidad permiten seguimiento más o menos exhaustivo desde las ciencias experimentales, pero adolecen de esta misma sistematicidad y desarrollo en los análisis sociales. La eficacia social a menudo se descuida o está ausente en la planificación y gestión de los ENP (Ban, et al., 2019). Para alcanzar cualquier objetivo en materia de cambio global y gestión de la biodiversidad, en un modelo de gestión adaptativa, son necesarios esfuerzos desde distintas disciplinas (Bennett et al., 2017). Esta afirmación implica que cada intervención estratégica debe medir su impacto (positivo o negativo) y su aceptación social a lo largo del tiempo (Jones et al., 2017).

En este sentido, este estudio pone el foco en el punto de partida del capital social para la protección y la implicación ciudadana en la conservación de su capital natural, con énfasis en la flora. Su objetivo es proporcionar la información necesaria que permita una gestión de la conservación de la biodiversidad implicando a la población en el proceso. Profundiza en el conocimiento de la población española y su relación con la conservación de la flora, de tal modo que permita implementar una estrategia que articule sinergia de conocimiento entre las ciencias experimentales, las ciencias sociales, la gestión y la sociedad en un contexto de gestión adaptativa (Folke, 2006; Williams, 2011; Loftin, 2014) y mediante evaluación participativa y democrática implicada en las políticas públicas (Trinidad, 2010).

La encuesta es una herramienta metodológica que permite conocer dimensiones humanas de la conservación de la biodiversidad mediante la participación (Bennett et al., 2017). En este estudio se utiliza esta técnica como estrategia de aproximación al contrato social de la población española en la conservación de la flora. Uno de los objetivos de la encuesta es dar respuesta a la pregunta ¿Cuál es el compromiso ciudadano con las medidas adoptadas institucionalmente en materia de flora amenazada en España? Sin el compromiso de la población es difícil tomar decisiones efectivas en la gestión que protejan a la flora o la fauna a medio y largo plazo. Corriendo el riesgo de quedar todos esos esfuerzos

de conservación, innecesariamente recluidos en el ámbito científico y/o gestor. El artículo se centra principalmente en la perspectiva de la flora debido principalmente a la escasez de estudios previos, por su papel estructural en la biodiversidad de los ecosistemas y, además, por su mencionada relación con el agua, cada vez más escasa en España (European Commission, 2022 and Ministerio de Medio Ambiente, 2004). La gestión adaptativa de estos recursos de capital natural demanda acciones sinérgicas y holísticas que consideren los nuevos valores sociales e impliquen a la sociedad en las transformaciones protectoras (Fornés et al., 2021), en un contexto de responsabilidad y compromiso simbiótico entre el mundo social y natural.

En definitiva, para gestionar la protección de la biodiversidad, incluida la flora, es importante comprender el perfil local de la comunidad donde se realizará la intervención. Esto incluye evaluación y comprensión social en relación con el capital social en forma de valores, normas, confianza, redes, conocimientos, normas sociales o características socioeconómicas que influyen en los comportamientos y actitudes sociales en relación con la biodiversidad. En este sentido, existen trabajos de investigación relacionados con la opinión que tienen las sociedades sobre la protección del medio ambiente. Aunque, dirigidos de forma específica a las plantas con flores, los estudios siguen siendo casi inexistentes.

### Objetivo

En este capítulo se pretende evaluar el nivel de compromiso de la sociedad española hacia la conservación de la biodiversidad en general y de la flora vascular en particular. Se pretende conocer la inclinación hacia las posiciones de la población española, respecto a dos posturas contrapuestas. Una sería pro-conservación mientras que su opuesta sería pro-utilitaria. Además, se investigan las posibles relaciones entre las variables demográficas, para descubrir si podrían condicionar alguna de las respuestas. Los resultados persiguen generar background social que contribuya al diseño de futuras estrategias de gestión más eficaces y adaptadas a la realidad social vigente, además de sentar una base para su estudio longitudinal a largo plazo.

Como objetivo secundario, se expondrán al ciudadano aspectos del contexto de trabajo que se viene desarrollando en materia medioambiental, en relación con algunas medidas de conservación y a algunas plantas concretas. Esta dimensión cumple, además, una función de transferencia de conocimiento entre la gestión y la población en general, al

acercar a la población mediante las preguntas del cuestionario el trabajo de conservación de flora.

## Metodología

### 1. Encuesta, Recogida de Datos y Área de estudio

La población objeto de estudio es la española entre 15 y 74 años. Se ha elegido el uso de la encuesta como técnica cuantitativa de producción de datos, teniendo en cuenta en su interpretación la pequeña desviación que provocan las diferencias entre preferencias declaradas y preferencias reveladas (Adamowicz et al., 1994; Funk, 2016). Si bien el cuestionario es de elaboración propia, se basa en encuestas similares realizadas sobre este tema (McCune et al., 2017; Czech & Krausman 1999; Harshaw 2008) y constó de una batería de preguntas divididas en tres bloques principales. Cada bloque principal establecido previamente, muestra tres escenarios distintos donde al encuestado se le van proponiendo paulatinamente medidas más comprometidas con la conservación de cada especie amenazada y con la legislación que las protege. Los bloques son: *individual encounters*, *private property* y *industrial development*. Según la contestación permitida, el tipo de encuesta es cerrada, en casi todos los casos a excepción de las preguntas relacionadas con una cantidad económica sin restricciones (Q20. Investment in protection) and Age, con respuesta abierta, dirigida a obtener una cifra. El pool de datos completo está compuesto por 21 preguntas y por 11 cuestiones sociodemográficas. Además de los tres bloques ya comentados, se añaden otras cuestiones relacionadas con el medio ambiente, la conservación de la biodiversidad y, en particular, la flora amenazada. En su mayor parte de las cuestiones son variables categóricas con 2 a 7 niveles.

Dado que las encuestas on-line son una forma sólida de recopilar datos y se ha demostrado que generan resultados que son tan precisos como las encuestas telefónicas tradicionales (Ansolabehere & Schaffner 2014) se optó por este método. Las encuestas se distribuyeron fundamentalmente vía e-mail (correos personales y listas de distribución) y redes sociales (grupos de Whatsapp, Telegram y Twitter). Este modo de acceso a la población objeto de estudio ha sido utilizado para otros análisis en conservación de la biodiversidad (Sutherland et al., 2023). Además, se contactó con las Cámaras de Comercio de las capitales de provincia de España y con asociaciones agrícolas y ganaderas nacionales, como colectivo directamente implicado en la conservación de la biodiversidad en su actividad profesional. También se contactó con sociedades científicas y Universidades de todo el país, persiguiendo obtener una muestra lo más amplia y representativa posible.

Se utilizó la técnica bola de nieve, que comienza con un núcleo básico de redes directas e indirectas y se va contactando progresivamente con más individuos hasta alcanzar un muestreo significativo (Atkinson et al., 2002).

## 2. Análisis Estadístico

### 2.1. Representatividad de la muestra

Para valorar la consistencia de esta encuesta como un estimador eficiente de la población total, se realiza el cálculo de la representatividad mediante la ecuación del tamaño de la muestra de proporciones. Ésta se obtiene fijando el error máximo admisible y el nivel de confianza asociado a la estimación (Vivanco, 2005). También se procede a una comparativa de las variables demográficas recogidas respecto al último censo de la población española de 01/01/2022 (INE, 2023).

$$n = \frac{Z_{\alpha/2}^2 Npq}{e^2(N-1) + Z_{\alpha/2}^2 pq}$$

**Fórmula 1.** *Fórmula para el cálculo del tamaño de muestra representativa de la población, donde  $n$  es el tamaño de muestra,  $N$  es el tamaño de población,  $Z_{\alpha/2}$  es una constante que depende del coeficiente de confianza elegido. El producto  $pq$  es la varianza de las proporciones  $e^2$  es el error máximo admisible (0.4 en este caso).*

Después, a modo de test exploratorio, se realiza un test de normalidad a todas las variables de la muestra mediante el  $\chi^2$  test por tratarse de muestras categorizadas.

### 2.2. Correlación entre todas las variables

Se examina la intercorrelación (independencia) entre todas las variables del muestreo para comprobar el grado de redundancia en la formulación de las distintas preguntas, de cara a la interpretación de los resultados. También puede resultar útil para apuntar a posibles relaciones entre variables que puedan implicar predictibilidad (variables demográficas respecto a las respuestas de las cuestiones).

### 2.3. Independencia respecto de las variables demográficas

De modo similar, se testea la independencia en las respuestas respecto a las variables demográficas. Según el tipo de datos disponibles, se usa el Fisher's exact test o Pearson's Chi-squared test, para ver si alguna de estas categorías podría asociarse a los factores demográficos (McDonald, 2009). Los resultados de este test podrían poner de manifiesto si se pueden usar algunas variables demográficas como predictoras de ciertas respuestas.

#### 2.4. Compromiso con la conservación

Para ponderar el nivel de compromiso con la conservación de la biodiversidad que muestran los encuestados, se realizan una serie de preguntas que, progresivamente, conllevan una implicación cada vez mayor. De modo que suponga un “coste” mayor, ya sea por motivos personales, económicos, emocionales o ideológicos. Para medir este posible cambio en las respuestas, se agregan los encuestados en 2 grupos opuestos: pro-conservation and pro-utilitarian. La construcción de estos grupos se hace en base a las cuestiones que implican un compromiso, desde aquellas más genéricas y sin apenas implicación (Q9 or Q12) hasta aquellas otras donde el nivel de implicación aumenta paulatinamente y en distintos aspectos (Q13, Q14, Q15 y Q16). La intención es involucrar la interacción personal, los límites a los derechos de la propiedad privada y los límites al desarrollo industrial. De tal modo que ambos grupos quedan definidos de la siguiente manera: 1) *Pro-conservation* (Pro-conservacionista), aquellos que mantienen su nivel de compromiso de un modo coherente en absolutamente todas sus respuestas; 2) *Pro-utilitarian* (Pro-utilitarios), los que modifican su nivel de compromiso o cambian a *non-committal* (no sabe/no contesta) en alguna de ellas.

De este modo se asume un criterio muy restrictivo. El motivo es debido a la aceptación social de la protección del medio ambiente en general y, de este modo, evitar posturas ambiguas e intermedias que podrían arrojar un resultado poco definido y/o confuso. Con ambos grupos, se realiza un test  $\chi^2$  para determinar si hay diferencias significativas entre estos dos grupos en relación a cada uno de los bloques y sus preguntas planteadas (variables no demográficas).

#### 2.5. Herramientas y software utilizado

La encuesta se ha administrado mediante Google Forms, como plataforma accesible desde smartphones y ordenadores personales, con el único requerimiento de una cuenta de correo Gmail por cada encuesta contestada. La codificación de las preguntas y posterior programación para el análisis se ha realizado mediante el software R Core Team versión 4.3.1 (2023), el procesado de textos y tablas mediante Libreoffice versión 6.4.2.2 y Google Docs.

## Resultados

### 1. Resultados Descriptivos

#### 1.1. Recogida de datos y representatividad de la muestra

El tamaño de la muestra, una vez filtrada y procesada cuenta con 632 encuestados validados. La encuesta se mantuvo abierta durante tres meses (2022/11/23 hasta 2023/02/24) aunque se observa que el 80% de las encuestas se registraron en las primeras 2 semanas de muestreo (2022-11-24 hasta 2022/12/09). Después de aplicar el test de Kolmogorov-Smirnov, se confirma la hipótesis inicial de ausencia de normalidad en las variables, ni tan siquiera en aquellas variables más aleatorias como la edad, el género o los ingresos.

Esta cifra supera las 600 observaciones necesarias para asegurar un nivel de confianza del 95%, considerando un error máximo admisible del 4%, y maximizando la varianza por ser desconocida (Vivanco, 2005). Para el cálculo de este umbral se ha considerado el último censo nacional (INE, 2023) de 31,989,577 habitantes (de 15 a 74 años) filtrado por edad y nacionalidad (Spain) para disponer de una comparación lo más aproximada posible con la muestra del estudio.

#### 1.2. Respuestas

Preferencias en las vacaciones y afinidad por la naturaleza / Vacation preferences and affinity with nature

Cuando los entrevistados planean sus vacaciones (Figura e1; Q1: plan vacation), la naturaleza es máxima prioridad (strongly agree) como destino en casi la mitad de los casos (49%, 309). Seguida por la opción, algo más moderada (somehow agree, 31%, 194). Solo un 15% (neutral) y un 3% (somehow disagree) de los entrevistados no le dan importancia a la naturaleza a la hora de elegir su destino de descanso.

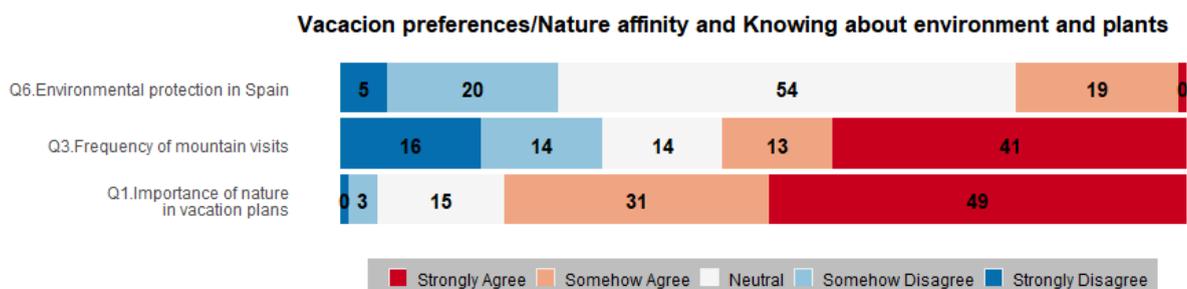


Figura e1. Gráfico de barras apiladas de las preguntas Q1, Q3 y Q6 (en %).

Al preguntar si dedican algún tiempo de vacaciones (incluidos fines de semana o días libres) a visitar la montaña (Q2. Mountain choice) se obtiene que el 82.68% de los encuestados (525) eligen la montaña, frente a un 15.51% (98) que prefieren otras opciones. Sólo 9 encuestados del total indican no sabe no contesta. También en relación con la montaña, la encuesta exhibe una alta frecuencia de visitas declaradas (41%) por parte de los encuestados (Figura e1; Q3. Frequency of mountain visits). El resto de opciones recibe respuestas muy equilibradas en torno al 13-16%.

Cuando se pregunta si se considera que las patologías mejoran en contacto con la naturaleza casi la totalidad de los encuestados (99%, 627) considera que es así (Tabla e1; Q4. Pathologies and nature).

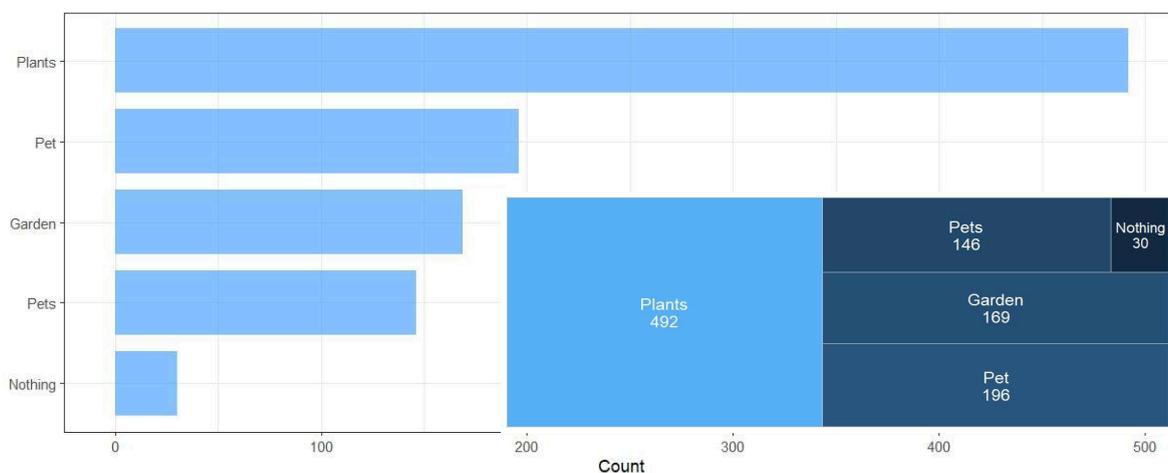
La mayoría de las personas encuestadas muestran que una gran parte de la población convive con animales y/o plantas en su hogar (Figura e2; Q21.Plants & pets) alcanzando el 95.25% (602 encuestados). Solamente el 4.75 % (30) ha declarado que no tiene ninguno. Los valores son altos, sobre todo, en aquellos que poseen plantas (77.85%, 492), aunque también destaca que alrededor de la mitad de los encuestados tienen una o más mascotas (54.11%, 342).

**Tabla e1.** Factores demográficos y proporción de encuestados en cada grupo, comparados con los últimos datos confirmados de España. Font: Elaboración propia a partir de Eurostat (2023) y el censo en España del INE (2023). Factor: variable demográfica; Group: diferentes grupos contemplados en cada variable; % sample: proporción en la muestra de la encuesta; Ns: recuentos totales en la muestra; % Spain (2021): proporción en la población española (2021); N: cifras totales en España (INE, 2023).

Factor	Group	% sample	Ns	% Spain	N
Gender	Male	45.50%	283	49.83%	15,910,201
	Female	53.22%	331	50.17%	16,019,842
	Non-binary gender	1.29%	8	-	-
Age	15-19	10.37%	64	7.02%	2,242,826
	20-24	23.01%	142	6.46%	2,064,208
	25-29	9.08%	56	6.28%	2,003,898
	30-34	6.32%	39	6.74%	2,151,375
	35-39	8.10%	50	7.87%	2,513,379
	40-44	10.70%	66	10.08%	3,218,258
	45-49	8.59%	53	11.00%	3,513,603
	50-54	5.83%	36	10.52%	3,357,893
	55-59	8.91%	55	10.95%	3,494,844
	60-64	5.83%	36	9.01%	2,877,650
	65-69	2.59%	16	7.48%	2,387,202
70-74	0.65%	4	6.59%	2,104,907	
Civil status	Couple	6.68%	42	-	-
	Single	29.89%	188	36.02%	14,321

## AVANCES EN LA GESTIÓN INTEGRAL DE FLORA EN MONTAÑA MEDITERRÁNEA

	Married	56.12%	353	49.69%	19,758
	Separated/Divorced	6.36%	40	7.04%	2,799
	Widower/Widow	0.95%	6	7.25%	2,883
Have children	Children	36.23%	225	50.80%	16,220,462
	No children	63.77%	396	49.20%	15,709,581
Education level	High school or less	7.27%	45	35.80%	8,919
	University/College/T rades certificate	12.60%	78	23.10%	13,823
	Bachelor's degree or Graduate degree	39.74%	246	41.10%	7,769
	(master's, PhD, medical)				
Household income	Less than €25 600/year	39.27%	194	-	-
	€25 600–€30 552	18.42%	91	-	-
	€30 552–€35 000	12.75%	63	-	-
	€35 000–€74 000	26.11%	129	-	-
	€75 000–€149.999	3.24%	16	-	-
	More than €150 000	0.20%	1	-	-
Own > 2ha of land	Yes	9.06%	51	-	-
	No	90.94%	512	-	-
First residence in rural area	Yes	26.95%	166	-	-
	No	73.05%	450	-	-
Second residence	Yes	56.23%	289	-	-
	No	43.77%	225	-	-
Second residence & Nature	Nature	39.11%	201	-	-
	Urban	17.12%	88	-	-
	No	43.77%	225	-	-



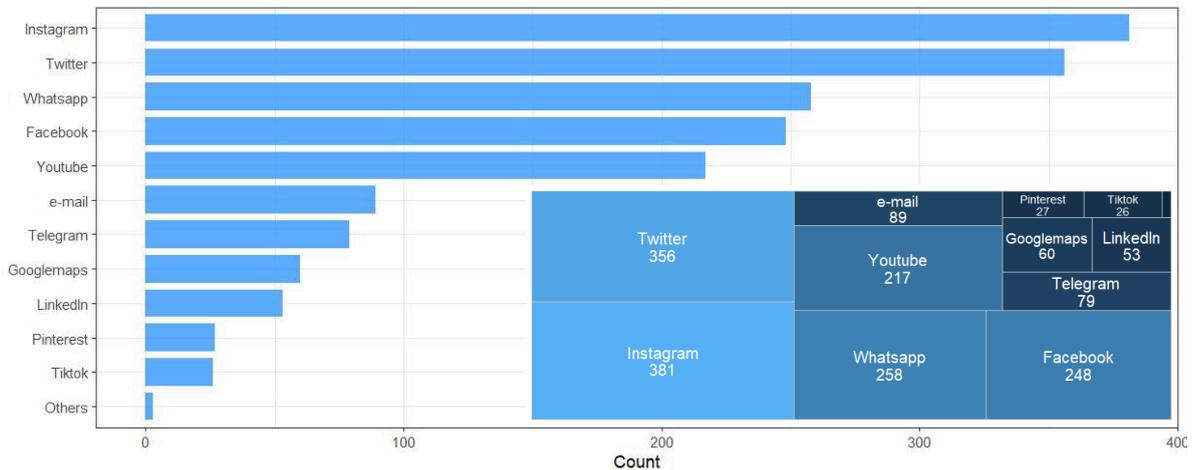
**Figura e2.** Conteo total en la pregunta Q21.Plants & pets. La diferencia entre pet y pets es el número de animales domésticos, uno o más de uno respectivamente.

Permeabilidad Social / Social Permeability

Considerar qué redes sociales son más eficaces para difundir noticias sobre medio ambiente (Figura e3; Q5. Social media), es una forma indirecta de preguntar a los encuestados cuáles se consultan más frecuentemente. Los resultados de la encuesta muestran Instagram (60.28%, 381) y Twitter [ahora X] (56.33%, 356) como los dos medios dominantes, seguidos por un grupo muy equilibrado formado por Whatsapp (40.82%, 258), Facebook (39.24%, 248) y Youtube (34.34%, 217). Quedan relegados a posiciones menos favorables otros medios menos populares como e-mail (14.08%, 89) o Telegram (12.50%, 79). El resto de los valores son muy poco significativos (<5% para Google Maps , LinkedIn, Pinterest, Tiktok y otros). Los encuestados podían elegir entre varias opciones e, incluso, proponer otras no previamente listadas.

Conocimiento sobre protección ambiental y de flora / Knowing about environment protection and plants

En esta dimensión, (Figura e1; Q6. Environmental protection), la mayor parte de los encuestados, no sabrían decir si la protección del medio ambiente es buena o mala (54%, 339), quedando prácticamente el resto dividido entre la oposición algo buena (20%, 126) y algo mala (19%, 120). Solo un 5% (35) y un 1% (6) consideran la protección muy mala o muy buena, respectivamente.

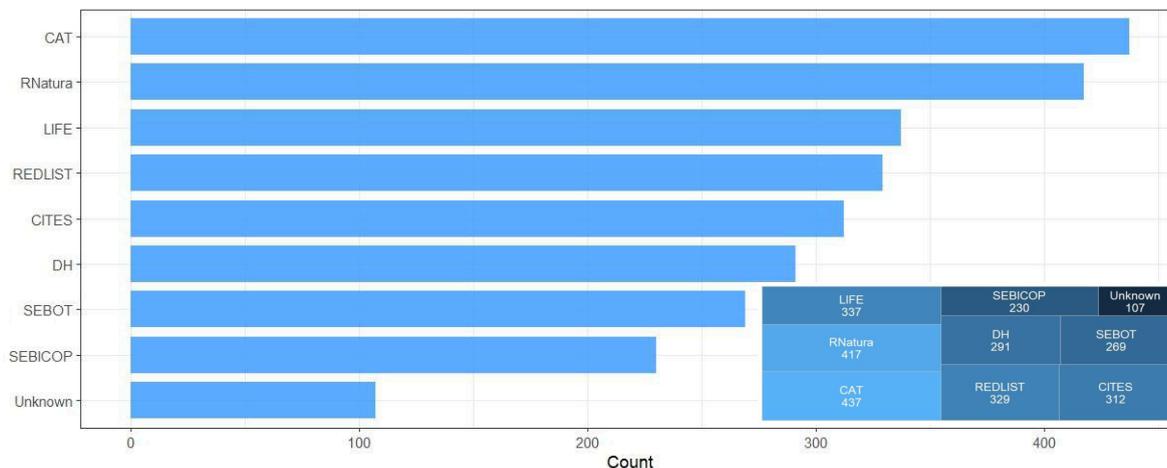


**Figura e3.** Count total coincidencias in question Q5. Social Permeability, las redes sociales más eficaces para difundir noticias sobre medio ambiente según los encuestados.

Al plantear la pregunta directa sobre si se considera necesario prevenir la extinción de plantas y animales salvajes en España (Q9. Prevent of extinction), el mayor resultado

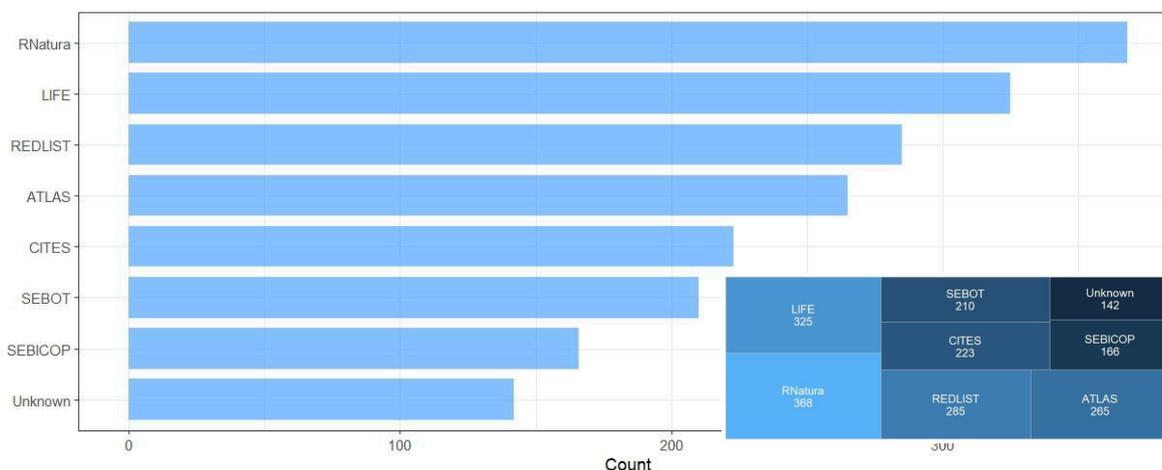
## AVANCES EN LA GESTIÓN INTEGRAL DE FLORA EN MONTAÑA MEDITERRÁNEA

son respuestas afirmativas (97.94%, 619 ). Sólo el 1.58% (10 respuestas) son negativas. Únicamente 3 NA (0.47%).



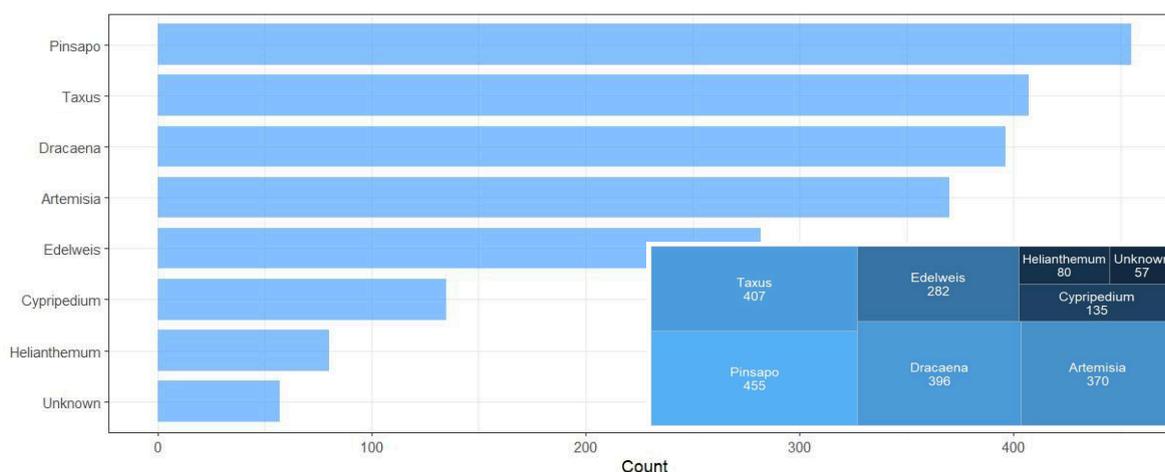
**Figura e4.** Conteo total en cada documento y ONGs que están relacionados con la conservación de flora en España. CAT, Catálogo nacional de especies amenazadas; RNatura, Red Natura 2000; LIFE, Programa europeo LIFE; REDLIST, Lista roja de flora vascular amenazada de España; CITES, Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres; DH, Directiva europea para la conservación de los hábitats naturales y la fauna y flora silvestre (Council Directive 92/43/EEC); SEBOT, Sociedad Española de Botánica; SEBICOP, Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas.

En la misma línea, se exponen únicamente los logos sin texto explicativo (Figura e5; Q10. Logos) relacionados con los ítems expuestos en la pregunta Q8. El 77.53% de los encuestados (490 encuestados) reconocen, al menos, uno de ellos. Aunque el 22.47% del total (142), no acierta a reconocer siquiera uno. Los más populares entre la población son el logo de la Red Natura 2000 (58.23%, 368) y el de proyectos LIFE (51.42%, 325). Los menos conocidos son aquellos símbolos científicos más específicos relacionados con la flora y su conservación (SEBOT y SEBiCoP), como ocurre en la pregunta Q8.



**Figura e5.** Conteo total resultante del reconocimiento de los logos de programas, documentos y ONGs implicados en la conservación de las plantas (Q10. Logos). RNatura, Red Natura 2000; LIFE, Programa europeo LIFE; REDLIST, Lista roja de flora vascular amenazada de España; ATLAS, Atlas y libro rojo de la flora vascular amenazada de España; CITES, , Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres; SEBOT, Sociedad Española de Botánica; SEBICOP, Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas.

Cuando se aborda el reconocimiento de las plantas (Figura e6; Q11.Plant recognition) la encuesta muestra el grado de familiaridad de la población con la flora amenazada de España. El resultado arroja un alto porcentaje de encuestados (90,98%, 575), que parecen conocer al menos una de las plantas del listado expuesto. Frente a una proporción escasa que no han podido reconocer ninguna de ellas (9.02%, 57). Destacan como las más reconocidas aquellas de porte arbóreo (*Abies pinsapo* with 71.99%, 455 and *Taxus baccata* with 64.40%, 407) sobre las herbáceas y de menor tamaño. Este último grupo no alcanza, en ocasiones, ni la mitad de encuestados que reconocen alguna.



**Figura e6.** Reconocimiento de especies de flora amenazada únicamente por su nombre. Pinsapo: *Abies pinsapo*; Taxus: *Taxus baccata*; Dracaena: *Dracaena draco*; Artemisia: *Artemisia granatensis*; Edelweis: *Leontopodium alpinum*; Cypripedium: *Cypripedium calceolus*; Helianthemum: *Helianthemum guerrae*; Unknown: encuestados que no reconocieron ninguna de las anteriores.

### Desafíos personales / Individual encounters

Este conjunto de preguntas, junto con los dos siguientes, incluye cuestiones que limitan u obligan de algún modo al encuestado. Son los bloques de preguntas donde se incrementa el nivel de compromiso del encuestado. Las respuestas implican posicionarse más o menos cerca de cierto grado de implicación y responsabilidad social con la biodiversidad. Cuando se pregunta si “Landowners have a moral obligation to not harm endangered plants and animals on their property” (Q12.Landowners moral obligation), aunque hay una clara inclinación de la mayoría hacia la respuesta afirmativa (94.46%, 597), la respuesta contraria, aunque muy escasa, alcanza un poco más de peso que en otras cuestiones anteriores (1.90%, 12). No se comprometen en sus respuestas el 3.64% (23) de los encuestados.

En la siguiente cuestión (Q13.Protect *Artemisia granatensis*) se informa a los encuestados sobre el estado actual de una planta particular en riesgo de extinción que sólo existe en escasas localizaciones en España: *Artemisia granatensis*. Después de describirse la situación vital de la planta, la pregunta requiere posicionarse ante una situación particular. “If a landowner finds this chamomile in his or her property: they should leave it alone and not harm it or they should have the right to capture, move or remove even if this could result in destroying the plant or animal in the process?” El resultado obtenido muestra una clara inclinación pro-conservación (97.63%, 617) al responder que la planta debe de ser respetada incluso aunque aparezca en una propiedad privada. Y una escasísima respuesta pro-utilitaria (1.74%, 11). Únicamente el 0.62% (4) no han tomado partido.

### Propiedad privada y Valores de conservación / Private property and conservation values

Siguiendo con las preguntas que implican en las respuestas implicación y responsabilidad social, la primera pregunta de este bloque hace referencia a si es necesario que el gobierno establezca límites a los derechos de la propiedad privada en pro de la conservación de la flora amenazada (Q14. Limits on private property). Y, si bien esta pregunta es más controvertida porque implica la limitación en derechos, sigue predominando la postura pro-conservacionista (86.71%, 548). Sólo el 3.4% se declaran contrarios a estas medidas. Un 9,81% (62), evita tomar partido en su respuesta. Lo que supone un porcentaje ligeramente más bajo en el grupo pro-conservation respecto del grupo pro-utilitario, aunque se mantiene mayoritario.

La siguiente pregunta avanza en el grado de compromiso, aumentando el grado de implicación en la protección (Q15. Protect *Abies pinsapo*). En esta ocasión, referido a una especie arbórea amenazada, el pinsapo (*Abies pinsapo*). También se realiza una somera introducción de su estado de amenaza previa a la cuestión. Y aquí las respuestas son

similares a la anterior pregunta. Una amplia mayoría se inclina por una posición pro-conservation (93,83%, 593) mientras que la perspectiva pro-utilitaria es elegida exclusivamente por un 4.43% (28 casos). A diferencia del caso anterior, disminuye el porcentaje de encuestados que no se acaban de comprometer en su respuesta (1,74%, 11).

*Desarrollo industrial y conservación / Industrial development and conservation*

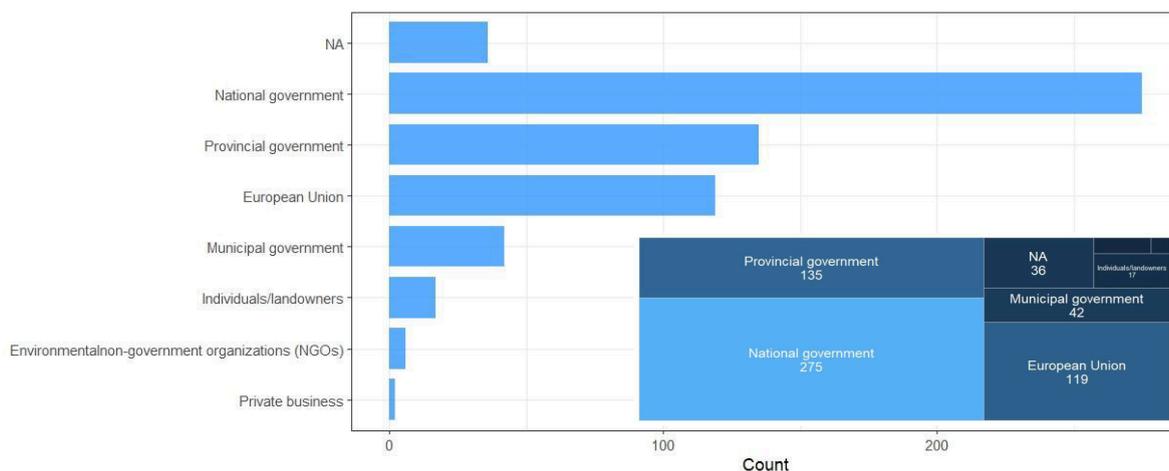
Al avanzar en la implicación e introducirse en la encuesta la limitación del desarrollo industrial por parte del gobierno (Q16. Industrial development control), continúa predominando la respuesta pro-conservation (95.09%, 601). La respuesta pro-utilitaria no alcanza el 1% (0.79%, 5). En contrapartida, aumenta la proporción de encuestados que prefieren no decantarse (4.11%, 26) por un prisma pro-conservativo o pro-utilitario, aunque sigue siendo un valor escaso frente a la primera opción.

*Gastos gubernamentales para proteger la flora / Government expenditures to protect flora*

En este bloque se suceden una serie de cuestiones relacionadas con la responsabilidad gubernamental en el ámbito de la protección de la biodiversidad en general y de la flora amenazada en particular. Cuando se pregunta por aspectos financieros como las tasas y si se apoyaría el gasto en impuestos para proteger a plantas y animales en riesgo de extinción (Q17.Taxes), la mayor parte de los encuestados optan por la opción apoyar con sus impuestos la protección (89.56%, 566). Sólo un 2.22% (14) se declara contrario y un 8.23% (52) prefiere no comprometerse en su respuesta.

Sobre qué organismo debería ser el encargado de gestionar la protección de plantas y animales en riesgo de extinción (Figura e7, Q18.Responsible organisation), la respuesta mayoritaria, con gran diferencia, ha sido el gobierno central (43.51%, 275). En segundo lugar, a gran distancia, el gobierno autonómico (21.36%, 135), casi al mismo nivel que la Unión Europea (18.83%, 119). Algunos encuestados han preferido no contestar (5.70%, 36). La proporción es escasa, aunque si se compara con otras cuestiones resulta un valor considerable. Las opciones planteadas eran fijas, pero además de las tres citadas, se contemplaban gobierno local (6.65%, 42), organizaciones no gubernamentales medioambientalistas (0.95%, 6), negocios privados (0.32%, 2) y propietarios de la tierra (2.69%, 17). Todas estas han obtenido valores poco significativos.

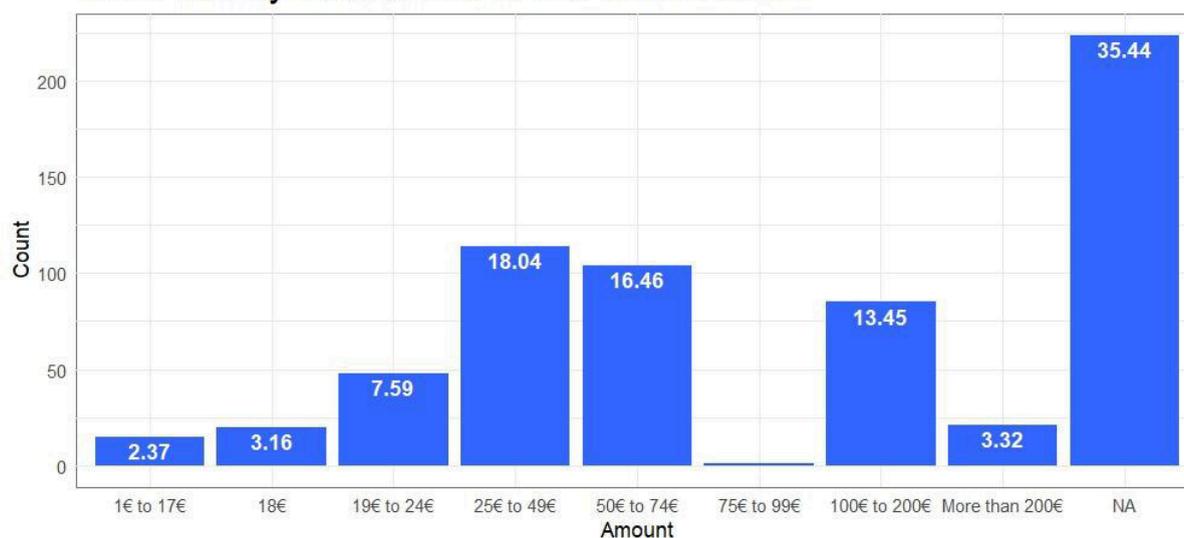
## AVANCES EN LA GESTIÓN INTEGRAL DE FLORA EN MONTAÑA MEDITERRÁNEA



**Figura e7.** Elección de los organismos gubernamentales encargados de gestionar la prevención de la extinción de plantas y animales.

Para conocer la opinión de los encuestados sobre el gasto en protección se presentaron los datos que ofreció el gobierno central sobre su inversión en el año 2020, 18€ por español y año (861.4 millones de € en total) (Q19.Right investment in protection). Sobre estos datos, la mayor parte de los encuestados opina que no se invierte suficiente en conservación (83.78%, 434). Un escaso 15.25% (79) opina que la cantidad es aproximadamente correcta, mientras que los encuestados que consideran que es demasiado apenas alcanzan el 1% (0.97%, 5). A continuación, se les cuestionó sobre la cantidad exacta que se debería invertir (Figura e8, Q20 Taxes) y se les dio la oportunidad de responder libremente, únicamente teniendo en cuenta que los datos indicados sobre la última inversión por ciudadano y año (18€). La opinión más generalizada es la de invertir más de 18€. Los rangos más elegidos por orden de mayor a menor elección en la respuesta son 25€-49€; 50€-74€; y 100€-200€. Todos esos rangos suman el 51.27% de toda la muestra. Es decir, que más de la mitad de los encuestados están a favor de invertir una cantidad mayor.

### Q20: Money investment in the environment

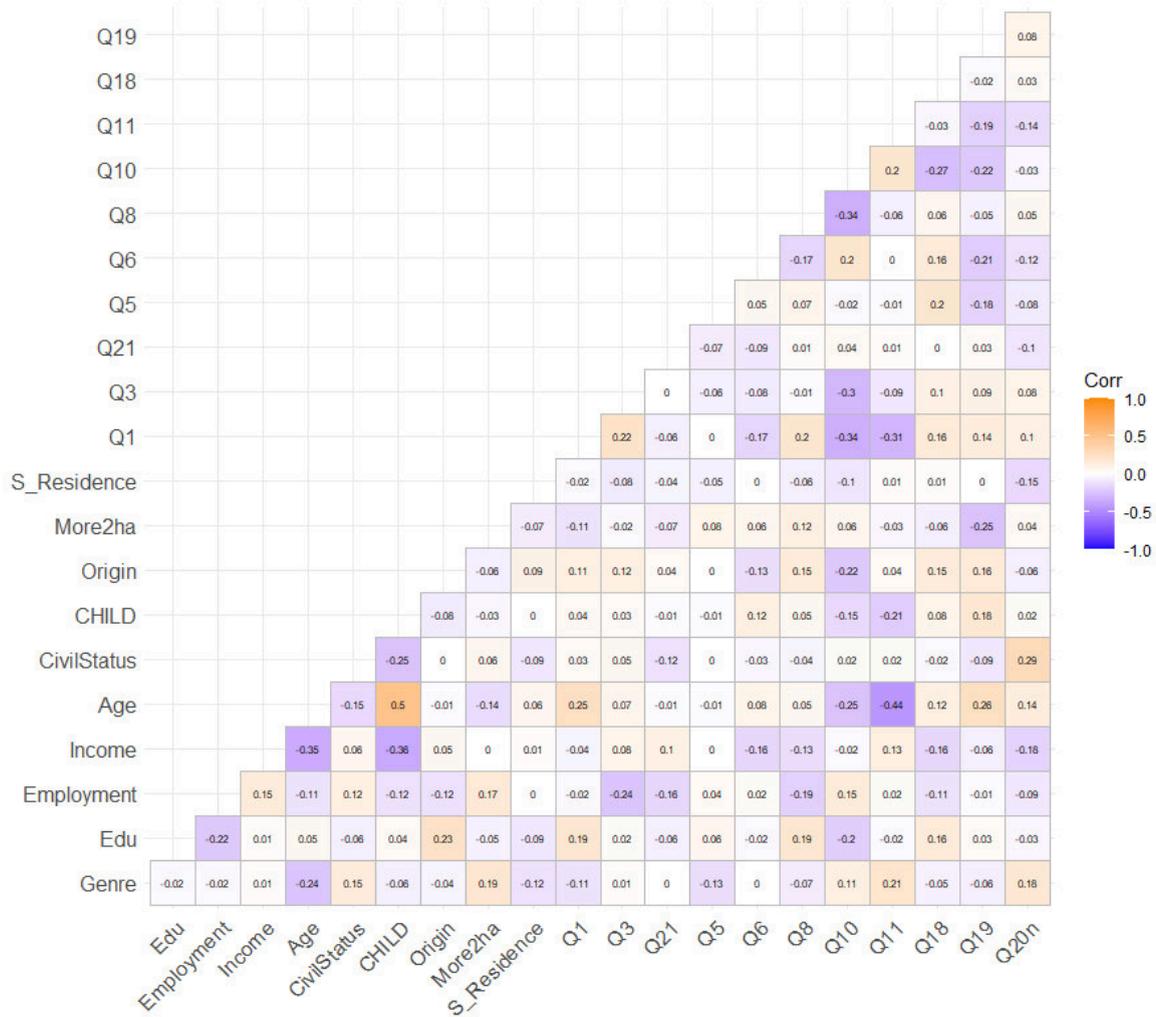


**Figura e8.** Histograma con las respuestas simplificadas agrupándolas en intervalos. Se considera el intervalo 18€ único por ser el valor de referencia de gasto estatal en 2020 establecido en la pregunta. Se indica en cada barra el porcentaje del total, mientras que en eje de abscisas el total de entrevistados que han elegido cada opción.

## 2. Resultados Analíticos

### 2.1. Correlación entre variables

En general, se observa una escasa correlación entre las variables (Figura e9). Este resultado indica una baja redundancia en las preguntas planteadas. Se utiliza el test de correlación (tau-Kendall) para todas las cuestiones a excepción de aquellas variables donde se han obtenido menos de tres respuestas diferentes. Las dos únicas correlaciones realmente significativas son dos: (1) Conforme aumenta la edad, aumenta la presencia de hijos en la unidad familiar (Age and Child, 0.5). (2) El segundo caso, con algo menos de correlación (negativa) es entre el reconocimiento de plantas y la edad (Q11.Plant recognition and Age, -0.44). En contra de lo que cabría esperar, indicaría que cuando se aumenta la edad disminuye el número de plantas reconocidas en la muestra. El resto de correlaciones han resultado moderadas o muy bajas.



**Figura e9.** Correlación entre todas las variables (demographics and questions). Excluidas aquellas con menos de tres respuestas distintas (sin contar NAs; statistic: Tau-kendall). Edu: Nivel educativo; Employment: Tipo de empleo; Income: Ingresos; Age: Edad en años; CivilStatus: Estatus civil; CHILD: Con o sin niños; Origin: Localidad de origen dentro de España; More2ha: Propietarios de más de 2 hectáreas de terreno; S\_Residence: Posesión de otras residencias en la naturaleza; Q1: Plan vacation; Q3: Frequency of mountain visits; Q21: Plant and pets in home; Q5: Social media preferents; Q6: Environmental protection; Q8: Documents and others ONGs vinculadas con la protección de la flora; Q10: Reconocimiento de logos; Q11: Plant recognition; Q18: Responsible organisation; Q19: Right investment in protection; Q20n: Proposed investment in protection.

## 2.2. Independencia respecto a las variables demográficas

El resultado de los test con significación se muestra en la Tabla e2, donde se indica también el tipo de análisis. Según la variable demográfica presentan significación distintas preguntas, con la única excepción de Q1, que aparecen en todos los casos (con mayor o menor significación). De las 21 preguntas (no demográficas) a las que se han expuesto a los entrevistados, se someten 15 al análisis. Quedan excluidas aquellas con una respuesta unánime o donde el tipo de respuesta es múltiple y podría dar una falsa significación (Q4, Q5, Q8, Q10, Q11 y Q20).

Entre todas las variables demográficas, las que más han mostrado algún tipo de significación han sido: Property (10 cuestiones), Age (8) y Education Level (7). *A priori*, parecen ser las variables más determinantes en el ámbito de la conservación.

Cuando se observa la respuesta significativa respecto a los bloques temáticos, resultan mucho más dependientes tanto Vacation preferences/Nature affinity (19) y Government expenditures (16).

Por otro lado, las preguntas que han resultado más dependientes de variables demográficas son las siguientes (ordenadas de mayor a menor frecuencia): Q1.Plan vacation (8), Q.18 Responsible organization (7), Q19.Right investment in protection (7), Q2.Mountain choice (5). El resto muestra valores con una frecuencia menor de 3.

**Tabla e2.** Resultados simplificados del test de independencia de las variables demográficas con respecto a las respuestas de las preguntas. Sólo se representan aquellas con significación. Niveles de significación: \*\*\*,  $p < 0.001$ ; \*\*,  $p < 0.01$ ; \*,  $p < 0.05$ ; ·,  $p < 0.1$ .

Demographic variable	Questions		Test
Gender	Q1.Plan Vacation	·	Fisher's Exact Test
	Q21.Plants & pets	*	Fisher's Exact Test
	Q14.Limits on private property	*	Fisher's Exact Test
	Q18.Responsible organization	*	Pearson's Chi-squared test
Age	Q1.Plan Vacation	***	Pearson's Chi-squared test
	Q2.Mountain choice	***	Pearson's Chi-squared test
	Q3.Frequency of mountain visit	**	Pearson's Chi-squared test
	Q21.Plants & pets	*	Pearson's Chi-squared test
	Q6.Environmental protection	**	Pearson's Chi-squared test
	Q15.Protect <i>Abies pinsapo</i>	·	Pearson's Chi-squared test
	Q18.Responsible organization	***	Pearson's Chi-squared test
	Q19.Right investment in protection	***	Fisher's Exact Test
Education level	Q1.Plan Vacation	***	Pearson's Chi-squared test
	Q2.Mountain choice	***	Fisher's Exact Test
	Q3.Frequency of mountain visit	*	Pearson's Chi-squared test
	Q13.Protect <i>Artemisia granatensis</i>	*	Fisher's Exact Test
	Q17.Taxes	*	Fisher's Exact Test
	Q18.Responsible organization	***	Fisher's Exact Test
	Q19.Right investment in protection	***	Fisher's Exact Test
Origin	Q1.Plan Vacation	***	Pearson's Chi-squared test
	Q18.Responsible organization	*	Fisher's Exact Test
	Q19.Right investment in protection	***	Fisher's Exact Test
Income	Q1.Plan Vacation	**	Fisher's Exact Test
	Q2.Mountain choice	*	Fisher's Exact Test
	Q18.Responsible organization	***	Pearson's Chi-squared test

## AVANCES EN LA GESTIÓN INTEGRAL DE FLORA EN MONTAÑA MEDITERRÁNEA

	Q19.Right investment in protection	**	Pearson's Chi-squared test
Child	Q1.Plan Vacation	**	Fisher's Exact Test
	Q2.Mountain choice	***	Fisher's Exact Test
	Q19.Right investment in protection	***	Fisher's Exact Test
Property	Q1.Plan Vacation	.	Fisher's Exact Test
	Q3.Frequency of mountain visit	**	Fisher's Exact Test
	Q21.Plants & pets	**	Fisher's Exact Test
	Q6.Environmental protection	.	Fisher's Exact Test
	Q14.Limits on private property	**	Fisher's Exact Test
	Q15.Protect <i>Abies pinsapo</i>	***	Fisher's Exact Test
	Q16.Industrial development control	**	Fisher's Exact Test
	Q17.Taxes	**	Fisher's Exact Test
	Q18.Responsible organization	**	Fisher's Exact Test
Q19.Right investment in protection	***	Fisher's Exact Test	

Observando el resultado por preguntas, dentro del bloque *Vacation preferences/Nature affinity*, se aprecia que en la planificación de las vacaciones (Q1.Plan Vacation) parece ser lo más determinante Age, Education level and Origin. Para Q2.Mountain choice, es Age, Education Level and Child. Mientras que en lo referente a la frecuencia de visitas a la montaña (Q3.Frequency of mountain visit), en menor grado de significación, influye Age and Property. Y respecto a la posesión de plantas y animales en casa (Q21.Plants & pets) es Property, Género y Age.

En el bloque de *Knowing about environment and plants*, solo muestra significación la pregunta Q6.Environmental protection, donde la consideración del estado de protección del medio ambiente solo parece verse afectado de forma determinante por la edad. En la pregunta referida al respeto por la manzanilla de la Sierra (Q13.Protect *Artemisia granatensis*), dentro del bloque Individual encounters, es solo Education level la variable que le afecta significativamente.

En el bloque de *Private property* resulta, que cuando se introduce alguna limitación al uso del terreno (Q14.Limits on private property y Q15.Protect *Abies pinsapo*), las respuestas aparecen significativamente afectadas por la variable demográfica Property. En Industrial development parece ocurrir algo similar al bloque anterior. Ante el planteamiento de limitaciones al desarrollo industrial, la pregunta Q16.Industrial development control, solo se observa significación con Property.

Y, en el último bloque, Government expenditures muestra una mayor significación de las variables Age, Education level, Property and Income de forma general. Cuando se

pregunta si se apoyan los impuestos invertidos en la protección de plantas y animales (Q17.Taxes), las únicas variables dependientes resultan ser Property and Education level. Es señalable el resultado tan similar obtenido en las cuestiones sobre qué organización consideran que debería ser responsable de la gestión de especies amenazadas (Q18.Responsible organization) y si están de acuerdo con la inversión actual del gobierno (Q19.Right investment). En ambos casos, las variables demográficas más significativas ( $p < 0.001$ ) resultan ser Age, Education level and Property; figurando otras con valores altos aunque no exactamente iguales como Income ( $p < 0.001$  en Q18 y  $p < 0.01$  en Q19) u Origin ( $p < 0.001$  en Q19 y  $p < 0.05$  in Q18).

### 2.3. Compromiso con la conservación

Como resultado global de la encuesta, se obtiene un total de 22.31% (141) encuestados pro-utilitarios frente a un 77.69% (491) pro-conservacionistas. Después de realizar el  $\chi^2$  test entre ambos grupos (pro-utilitarios y pro-conservacionistas) junto a todas las cuestiones, se observa significación en solo algunas de las cuestiones (Tabla e3). Pero a pesar de no ser numerosas, los resultados muestran evidencias muy fuertes o moderadas en todos los casos salvo para Q17.Taxes (evidencias sugerentes) y Q1.Plan vacation (pocas o nulas evidencias).

**Tabla e3.** Resultados simplificados del test Chi-cuadrado de todas las preguntas vs. ambos grupos (Pro-utilitarios y Pro-Conservacionistas). Solo resultados con  $p > 0.05$ .

<b>Questions</b>	
<b>Vacation preferences/ Nature affinity (1/5)</b>	
Q1.Plan Vacation	.
<b>Knowing about environment and plants (1/6)</b>	
Q9.Prevent of extinction	***
<b>Individual encounters (2/2)</b>	
Q12.Landowners moral obligation	***
Q13.Protect <i>Artemisia granatensis</i>	***
<b>Private property (2/2)</b>	
Q14.Limits on private property	***
Q15.Protect <i>Abies pinsapo</i>	***
<b>Industrial development (1/1)</b>	
Q16.Industrial development control	***
<b>Government expenditures (2/4)</b>	
Q17.Taxes	*
Q18.Responsible organisation	**

Examinando los resultados se observa la mayor significación en todas las preguntas de los bloques: Individual encounters, Private property and Industrial development. En el

## AVANCES EN LA GESTIÓN INTEGRAL DE FLORA EN MONTAÑA MEDITERRÁNEA

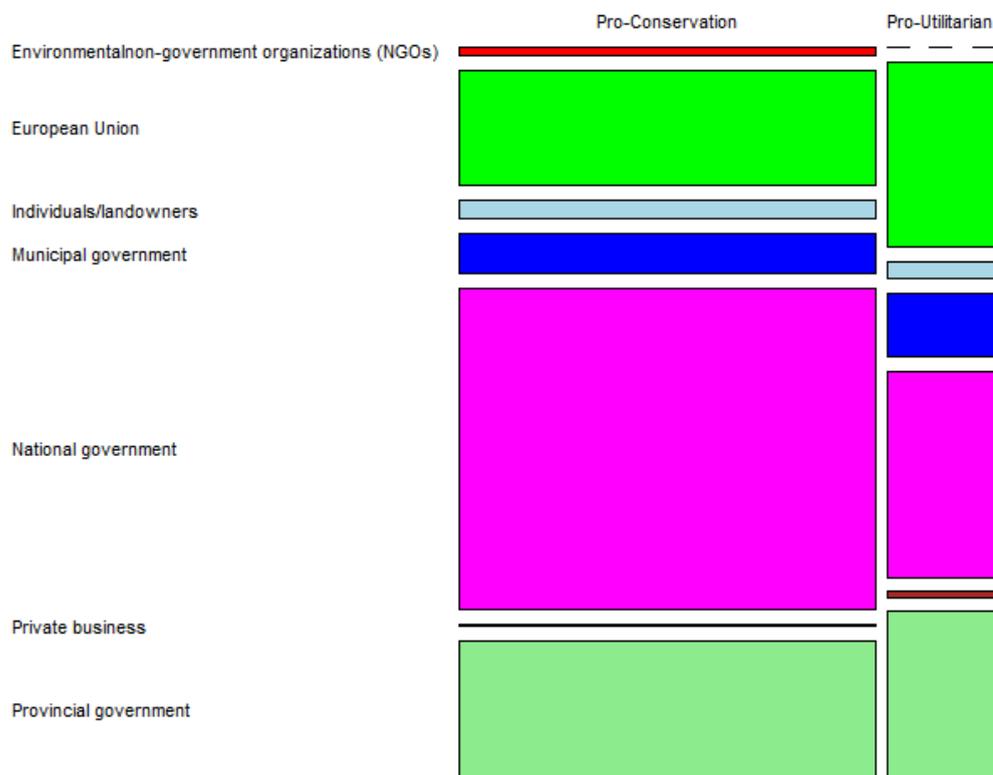
bloque Knowing about environment and plants, donde sólo muestra diferencias significativas la pregunta referida a si es necesaria la prevención de la extinción de plantas y animales (Q9.Prevent of extinction), puede observarse lo siguiente: la parte proporcional que ha votado en contra es claramente inferior. Sin embargo, el grupo pro-utilitario hace un voto unánime en contra (No). En el bloque Individual encounters, con dos cuestiones donde se les pregunta a los encuestados si deben tener la obligación moral de no dañar a las plantas o animales amenazados (Q12.Landowners moral obligation) y si deben respetar a la pequeña manzanilla de Sierra Nevada (Q13.Protect *Artemisia granatensis*) en sus terrenos, presenta un resultado muy similar al anterior. Es casi unánime la respuesta afirmativa, pero sigue siendo significativa la diferencia entre ambos grupos en relación a estas respuestas.

El bloque Private property resulta el más controvertido como se puede observar, la proporción del grupo pro-utilitario es sensiblemente mayor en ambas preguntas. Tanto en la pregunta referente a limitaciones directas sobre la propiedad privada por parte del gobierno (Q14.Limits on private property) como las limitaciones directas si aparece una especie concreta en su terreno privado (Q15.Protect *Abies pinsapo*). En ambas se observa una cantidad mayor de respuestas del grupo pro-utilitario respecto al resto de preguntas con significación.

El bloque Industrial development se refiere a la limitación en el desarrollo industrial en terrenos privados (Q16.Industrial development control) y, junto con las cuestiones Q9, Q12, Q13, Q14 y Q15 muestra la máxima significación ( $p < 0.001$ ) y muestra una diferencia muy significativa a la hora de apoyar o rechazar esa limitación. El grupo pro-utilitario, aunque minoritario, muestra un claro rechazo hacia este aspecto.

Quizá el resultado obtenido más sorprendente ( $p < 0.01$ ) sea en la pregunta referente a la preferencia del responsable gubernamental de la gestión de la conservación de flora y fauna amenazadas (Q18.Responsible organisation), donde se observan claras diferencias en las preferencias (Figura e10). Mientras que el grupo pro-conservation elige mayoritariamente al gobierno central, el grupo pro-utilitarian parece no decidirse entre European Union, National government y Provincial government (Autonomías).

### Q18.Responsible organization



**Figura e10.** Plot de tipo mosaico sobre la preferencia en la elección del organismo del gobierno responsable en el grupo Government expenditures (Q18: Responsible organisation).

## Discusión

### 1. Toma de datos

En lo referente a la comparativa con el censo nacional (Tabla e1), en este estudio, el intervalo de edades es ligeramente más estrecho (17 to 74) que los datos nacionales del INE con los que se ha comparado (15 to 74). Esto implica un grado de exigencia ligeramente mayor para la representatividad de la muestra, sin embargo el total de encuestados alcanza una representatividad del 95%, lo que valida la generalización de sus resultados. Por tanto, se demuestra una efectiva distribución de la encuesta y parece ser una opción para futuros muestreos longitudinales.

## AVANCES EN LA GESTIÓN INTEGRAL DE FLORA EN MONTAÑA MEDITERRÁNEA

Observando los bloques temáticos de las preguntas realizadas, en el primer grupo, orientado a las Vacation preferences/Nature affinity, se obtienen unos resultados que muestran una clara afinidad hacia el medio natural en general y, en particular, muy destacado hacia los ambientes de montaña. Si se observa con más detalle las cuestiones Q1 y Q3 (Figura e1), ambas están estrechamente relacionadas, siendo Q1 más generalista y Q3 dirigida al hábitat de montaña. Los encuestados muestran una clara preferencia hacia la montaña en particular, quizá por resultar más accesible que otros ambientes o por su identificación como hábitat natural genuino y aislado. En cualquier caso, esa parece ser la percepción mayoritaria de la población. En otros estudios previos se ha constatado que el feedback de los visitantes es muy positivo de una forma mayoritaria (Hausmann et al., 2020) y este podría ser el motivo detrás de estos resultados en Spain.

En la cuestión relativa al beneficio de la salud por el contacto con el medio ambiente (Q4.Pathologies and nature), se ha obtenido una respuesta prácticamente unánime (99%) acerca de su aspecto beneficioso. Esta respuesta masiva indica la gran importancia que tiene para el ciudadano el medio ambiente, ya que pocos temas son de tanto interés como la propia salud, además que implicaría su justificación como actividad recomendada en procesos de enfermedad o recuperación. Esta sensibilidad hacia el aspecto saludable, ayuda además a aumentar la sensibilidad de la opinión pública respecto a la conservación del medio ambiente. Éstos aspectos han quedado patentes en otros trabajos pero de modo aún más destacado justo después de la pandemia (Colléony et al., 2022).

También resulta llamativa la gran proporción de encuestados con mascotas y/o plantas a su cuidado (95.25%) frente a la proporción de encuestados con hijos (50.80%) pudiendo ser éste resultado un reflejo de cómo el apego a las mascotas se asoció negativamente con la intención de fertilidad (Guo et al., 2021). La alta proporción de encuestados con mascotas o plantas a su cuidado puede también estar vinculado con una alta sensibilidad del grupo encuestado hacia una postura pro-environmental (Nguyen et al., 2023).

En el aspecto de *conservation culturomics* (Correia et al., 2021) es imprescindible monitorear las relaciones humano-naturaleza en lo relativo a la conservación de flora. Aún en la actualidad, sigue sin estar suficientemente explotado este medio in conservation science (Di Minin et al., 2015; Chamberlain, 2018; Toivonen et al., 2019). En el estudio que nos ocupa se ha utilizado tanto en la propia creación de la encuesta como en su difusión, pero además, a los encuestados se les pregunta sobre la forma más eficiente de llegar la información al ciudadano. Es decir, maximizar la permeabilidad social respecto a las iniciativas y estado de conservación de la biodiversidad. El resultado obtenido muestra una

clara preferencia hacia las plataformas Instagram y Twitter (ahora X). Por lo que se aconseja el uso de dichas plataformas de cara a la difusión de la información. Ya que si se persigue maximizar la transferencia al público en general desde la gestión, parecen ser los medios más rentables. Sin olvidar que conviene tener en consideración otros medios que cumplen la misma función, aunque se muestre una preferencia ligeramente inferior (Figura e3) como Whatsapp, Facebook o Youtube. Ya que estos medios en muchas ocasiones vienen a complementar la información sugerida en las redes preferidas, y suelen disponer de formatos mucho más ricos en información.

En lo referente al bloque knowing about environment and plants, así como la percepción social actual de su gestión, quizás lo más importante pueda ser el desconocimiento sobre la gestión actual en materia de protección. Incluso a pesar de haber demostrado un claro interés en el tema, tal y como se observa en los resultados del bloque anterior. Esto denota la clara necesidad de incrementar los esfuerzos en este sentido en el país. Las respuestas muestran una clara concienciación sobre la importancia de las plantas en el ecosistema y su necesidad de conservación, lo cual legitima ampliamente los esfuerzos invertidos en su gestión. Un claro ejemplo de lo expuesto se observa en la primera cuestión del bloque relativa a la consideración de la protección en Spain (Q6.Environmental protection), donde se obtiene un resultado con una alta cantidad de respuestas neutrales y el resto prácticamente simétricas. Sugiere que el público en general no tiene claro cómo es la protección ambiental en España. Podría deberse al proceso similar que ocurre entre la ciencia y la gestión donde se observa un desconocimiento que parece debido a una ineficiente transferencia del conocimiento (Roux et al., 2006).

El reconocimiento de documentos, entidades o iniciativas claves sobre conservación de la biodiversidad han sido relativamente aceptables para la Red Natura o los proyectos LIFE. El resto, especialmente aquellos referidos a la flora en particular, se han visto mucho menos reconocidos. Ésto mismo se ve reflejado en el reconocimiento de unas pocas especies emblemáticas de flora, donde aquellas más modestas (porte herbáceo o subarborescente) apenas han sido reconocidas por el público en general. La excepción entre las especies herbáceas es la Manzanilla de Sierra Nevada (*Artemisia granatensis*), cuya fama puede achacarse a una aparición ocasional en la prensa ordinaria y prensa científica. Cabe señalar el hecho de que los logos, documentos y ONGs más reconocidos han sido aquellos más internacionales impulsados por la Unión Europea (Red Natura and LIFE projects). La obligatoriedad de que se incluya en cartelería dichos logos cuando se realizan con fondos europeos (total o parcialmente) puede ser otro motivo que ha tenido peso en su reconocimiento. La diferencia podría ser un reflejo, así mismo, de un desigual esfuerzo y

estrategia de difusión realizado por los entes internacionales respecto a los nacionales. A nivel local y nacional, no existe un logo concreto asociado al tema de la conservación. Todo se engloba en los logos identificativos de los gobiernos nacionales o regionales. Este hecho también puede influir en la percepción e identificación respecto a los esfuerzos de conservación.

En los siguientes bloques se produce un aumento de la implicación personal del encuestado, siendo en orden de menor a mayor implicación: *Industrial development*, *Individual encounters* y *Private property*. Esto se ve reflejado en los resultados de las encuestas, prácticamente doblando los encuestados en la posición pro-utilitaria en cada bloque consecutivamente. La más sensible ha resultado la referida a la propiedad privada pero, a pesar de todo, se alcanza un porcentaje muy bajo de representación en la muestra (4.43% máximo). Por otra parte, el caso de *Industrial development* parece más bien debido a que la mayor parte de los encuestados se siente ajeno a este factor de desarrollo. En definitiva, los resultados muestran un apoyo social muy amplio a la cuestión de la conservación, a pesar de los costes personales que pudiera ocasionarles en su espacio privado.

Los resultados del bloque *Government expenditures* han resultado muy interesantes. En primer lugar, existe un claro apoyo ciudadano a los impuestos que se dedican a esta gestión y más allá de este punto, opinan que deberían ser mayores (Figura e8). Cuando se ha preguntado opinión sobre quién debería tener esta responsabilidad, la mayor parte de los encuestados han preferido al Gobierno Central (responsable de las competencias en materia de medio ambiente previa a la transferencia a las Comunidades Autónomas en 1984). Conviene tener en cuenta que podría verse afectado por la coincidencia en buena parte de ese tiempo de una reducción sucesiva de los presupuestos en este área. En la última década, debido a las sucesivas crisis económicas sufridas, han visto mermados los presupuestos nacionales en este área.

## 2. Correlación entre variables

La escasa correlación existente entre todas las variables (Figura e10) es consecuencia de la escasa redundancia en las cuestiones. Lo que resulta coherente con la intención de realizar una encuesta que consumiera el mínimo tiempo invertido con el máximo de información recogida. Lo más reseñable respecto al tema que nos ocupa parece ser el reconocimiento de las plantas respecto de la edad. Sin embargo, los datos tomados en la encuesta no permiten otras conclusiones.

### 3. Independencia respecto a las variables demográficas

El análisis muestra que las variables demográficas más determinantes en el ámbito de la conservación parecen ser: *Property* (10 cuestiones), *Age* (8) y *Education Level* (7). Esta correlación con el nivel educativo ya se ha observado en otros trabajos previos (Ars, 2013; Polajnar, 2008). De las tres variables, la que se podría abordar desde la gestión, sería *Education level*, por lo que parece evidente que éste es el aspecto que debe estar presente siempre en el diseño de cualquier estrategia o política para la conservación de la biodiversidad. También es evidente el previsible conflicto con los propietarios en las medidas para proteger a las plantas y animales amenazados. La variable demográfica *Property* parece ser condicionante en todos los casos donde se ve limitado el uso del terreno o propiedad. Parece percibirse incluso cuando -de modo indirecto- se plantea la limitación al desarrollo industrial.

### 4. Compromiso con la conservación

Los resultados de la encuesta dejan patente una clara inclinación de la sociedad española hacia la conservación (pro-conservation 77.69%) que resulta coherente con el último Eurobarometer 2023 en el que the third most important issues facing at the moment is "The environment and climate change". También se observa una diferencia significativa en las respuestas de aquellas cuestiones con mayor implicación personal entre ambos grupos (Tabla e3). Los resultados en las cuestiones mostradas en la citada tabla nos confirman los puntos más conflictivos entre ambas posturas (Q12, Q13, Q14, Q15, Q16, Q17 y Q18). Todo encaja en una aceptación general de la importancia para la sociedad española de la biodiversidad en general y de la flora en particular. Donde comienzan a divergir los intereses es cuando ya supone un mayor coste personal/social (cuestiones desde Q12 a Q16). A pesar de la evidencia ( $p < 0.001$ ), revisando detalladamente los resultados se observa que el rechazo en el bloque pro-utilitario es minoritario. Este fenómeno podría estar relacionado con lo que se ha observado en otros trabajos dirigidos sólo a propietarios de tierras, donde el estudio muestra una mayor significación del nivel educativo, por encima incluso del tamaño de la propiedad (Drescher et al., 2017). En definitiva, podría interpretarse que la concienciación social hacia la protección de la naturaleza en España está muy presente y es muy elevada, independientemente de los intereses personales. Los resultados en las preguntas dirigidas al apoyo (Q17.Taxes) y cuantía total (Q20.Investment in protection) apoya esta misma idea, ya que presentan una escasa o nula significación en el análisis.

Sin embargo, es sorprendente el resultado significativo ( $p < 0.01$ ) en relación a la entidad responsable de la gestión de la conservación de plantas y animales amenazados

(Q18.Responsible organisation). En este caso, a priori, no parece vinculado a un coste personal directo, sin embargo, el grupo pro-utilitario muestra una menor confianza en el Gobierno central, confiando más en la Unión Europea o en el Gobierno Autonómico. En cualquier caso, con los datos recabados resulta difícil encontrar una explicación clara a estas curiosas diferencias. Sería necesario más análisis en este sentido.

La preservación de la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos depende cada vez más de la conservación ambiental en tierras privadas. Estas diferencias detectadas entre los grupos pro-utilitarian y pro-conservation, al tratarse de porcentajes tan bajos, parecen perfectamente asumibles por la sociedad española actual, incluso teniendo en cuenta la desviación esperada (Adamowicz et al., 1994; Funk, 2016). Además, es bien conocido que las acciones de conservación generalmente benefician a algunos grupos más que a otros. Sin embargo, se debe tener en cuenta porque esta inequidad disminuye la probabilidad de lograr los objetivos de conservación (Klein et al., 2015). Cuando la sociedad local en su conjunto -incluidos cada individuo, el gobierno y el sector privado- forman parte del proceso de conservación y lo legitiman- aumentan las opciones de alcanzar los objetivos marcados (Díaz et al., 2018; Troxler et al., 2021; Newig et al., 2023; Sterling et al., 2017) en la gestión adaptativa para proteger la biodiversidad.

## Conclusiones

Más allá del debate en el que la aclamación sobre el cambio global es casi unánime entre los científicos y al mismo tiempo presenta a algunos sectores sociales escépticos, la realidad es que, del mismo modo que la revolución industrial impactó en la naturaleza, como consecuencia del modelo económico vigente se están produciendo grandes cambios climáticos (sequía, inundaciones, altas temperaturas, etc.). Y las consecuencias de esas transformaciones requieren medidas para enfrentarlas desde el conjunto de la sociedad.

El análisis de los datos recopilados a partir de esta encuesta permite conocer, antes de abordar un trabajo de gestión y transferencia, las dimensiones relacionadas con el capital social que promueve valores pro-medioambientales en sostenibilidad y conservación de la biodiversidad de la flora entre la población española. Con sus valores, normas, comportamientos y actitudes asociados. Los resultados son un agregado de recursos reales o potenciales ligados a la posesión de perspectivas de un grupo humano con respecto a la flora y la conservación del medio ambiente que permiten desarrollar estrategias de gestión adaptativa. Esta opción a favor de la protección está más o menos institucionalizada e implica reconocimiento mutuo entre los individuos y puede proporcionar, incluso, identidad.

Por todo ello, este análisis pretende ser una útil herramienta de gestión, para tomar el pulso actual de la sociedad española. Y detectar aquellos aspectos con mayores lagunas o menos sensibilizados en relación a la protección de la biodiversidad, en general, y de la flora amenazada en particular. Mostrando los aspectos que se deberían reforzar en las campañas sensibilizadoras y otras iniciativas de transferencia entre la gestión y sociedad. Esta misma encuesta, puede servir como base para un estudio longitudinal en la misma línea de análisis.

El estado de concienciación social actual en España respecto a la conservación de la biodiversidad en general y de la flora en particular ha resultado muy elevado. A grandes rasgos, se puede afirmar que la conservación de la biodiversidad es un valor transversal a nivel social que permite establecer normas como parte del capital social, que cohesiona y que puede proporcionar identidad (Pascual et al., 2023). Legítima y promueve el interés general o bien común, en forma de apoyo a la conservación de la biodiversidad, impulsando un compromiso cívico y permitiendo que los sujetos se involucren en las políticas que se adopten. Queda patente la gran presencia en la propia vida de los encuestados, no solo en su interés por apoyarla (directa o indirectamente), siendo casi unánime el deseo de invertir una mayor cantidad de sus impuestos en este ámbito.

Sin embargo, también hay algunas sombras en los resultados, ya que se han observado indicios de una preocupante falta de conocimiento de la sociedad, en relación a los esfuerzos que actualmente se hace en beneficio de la conservación y así como sus protagonistas. Esto apunta a una necesidad imperiosa por mejorar y ampliar el esfuerzo en la transferencia entre los tres actores principales: investigadores, gestores y sociedad.

Sería conveniente profundizar en lo concerniente a las organizaciones responsables de gestionar la biodiversidad. Los resultados no resultan concluyentes en cuanto a su posible causa que podría ser por desconocimiento del trabajo realizado o, quizá, por un posible descontento en la gestión actual.

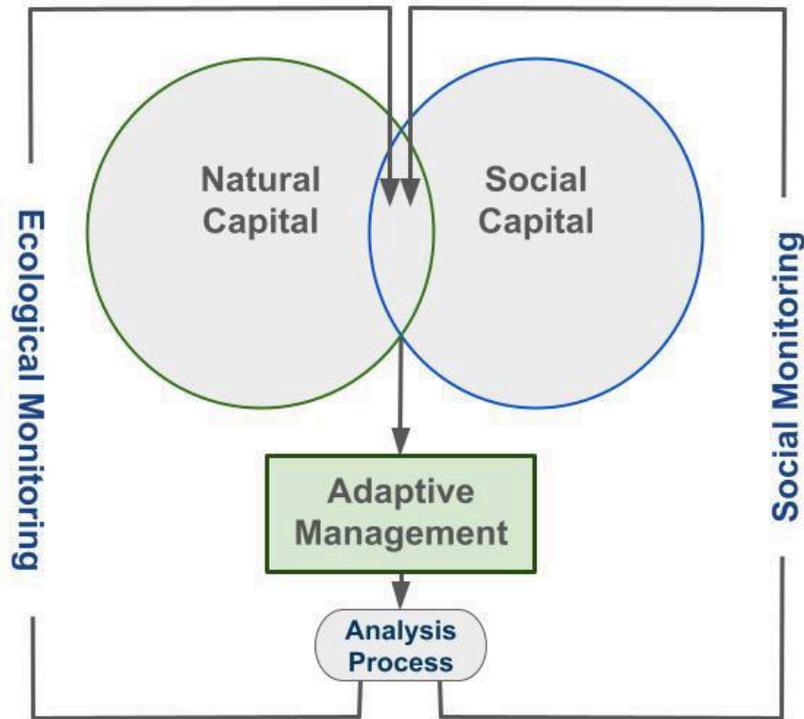


Figura e11. Esquema del flujo de información idealizado del que se nutre la gestión adaptativa para la conservación de la biodiversidad florística.

Si bien existen numerosas metodologías cualitativas y cuantitativas de aproximación al objeto de estudio, en este artículo, la encuesta muestra que es una herramienta de análisis multidimensional que puede cubrir las necesidades de análisis de la gestión adaptativa al cambio global y la conservación de la biodiversidad (Figura e11). En primer lugar, permite conocer a las poblaciones donde se trata de implementar estrategias en materia de conservación de la biodiversidad en general y de la flora en particular. En segundo lugar, permite adaptar la gestión a esa realidad (gestión adaptativa). En tercer lugar, se puede replicar y, por tanto, observar la evolución a lo largo del tiempo de una población donde se implementan medidas de conservación para comprobar cómo evoluciona. Incluso, comprobar el impacto de las medidas implementadas en la gestión. De tal modo que permita valorar el efecto de dichas medidas y poder repetir el ciclo adaptativo de la gestión. Y, en cuarto lugar, preguntar sobre un tema en particular es ya de por sí, una acción de transferencia desde la ciencia al público en general. Se presentan cuestiones que se hacen presentes. Se acercan a la vida de personas aspectos que, probablemente, permanecen ajenos a su cotidianidad. Por ejemplo, este análisis ha acercado a la población encuestada datos relevantes sobre flora amenazada (*Artemisia granatensis* o *Abies pinsapo*), desde su estatus a su propia existencia en España. De igual modo, todos los logos y organizaciones u organismos que trabajan en su conservación.



## DISCUSIÓN GENERAL

En materia de conservación de la biodiversidad, la gestión de los recursos en un entorno de cambio global es una prioridad estratégica para alcanzar objetivos. Por este motivo, una gestión adaptativa efectiva debe ser capaz de renovarse constantemente al entorno y a sus numerosas transformaciones. Está obligada a nutrirse constantemente de información actualizada sobre el estado de la biodiversidad, medios y/o herramientas disponibles y sobre el contexto social en el que se desenvuelve. Siendo realistas, existen muchos factores limitantes, entre los que destaca el económico. Discernir sobre las mejores herramientas y las aproximaciones más eficientes es imprescindible. Esa eficiencia necesaria debe conseguir la mayor cantidad de datos y con la mayor precisión, pero invirtiendo el mínimo esfuerzo tanto humano, como económico, y temporal posible.

Esta tesis doctoral se fundamenta en este principio, en optimizar los recursos disponibles para imbricar investigación, gestión y transferencia. Pretende mostrar y cubrir necesidades propias de una gestión adaptativa centrada fundamentalmente en la flora amenazada, de tal modo que los resultados obtenidos son útiles y actualizados para nutrir esa gestión que debe retroalimentarse constantemente.

En primer lugar, se presenta una evaluación de una de las metodologías más tradicionales en gestión de flora, como es el seguimiento de especies amenazadas. Podría pensarse que un trabajo que supone tanta inversión en recursos humanos y temporales podría ser un derroche innecesario o suponer una merma en otros aspectos. Sin embargo, a la vista de los resultados que se incluyen en esta tesis, se demuestra su necesaria utilidad con la descripción incluso de nuevos taxones, en este caso, también amenazado de extinción, como es *Narcissus nevadensis* subsp. *herreræ*. Esto implica una reorganización de los recursos para cubrir sus necesidades según la prioridad de sus objetivos, es decir, una modificación en la gestión a primer nivel. Este tipo de metodología no solo permite la detección de nuevos taxones, sino que actualiza la información referente a las especies en seguimiento que pueden verse disminuidas, o aparecer en mayor proporción de lo que se suponía en otro momento, quedando más que patente su utilidad a pesar de las dificultades que entraña, ya sea por dificultad de acceso a los hábitats, dificultad en su identificación taxonómica, aspecto críptico de ciertas especies, etc. Tal y como algún anónimo revisor de los artículos JCR publicados ha subrayado, a estas dificultades se le suman el trabajo de campo en un contexto de alta montaña por aspectos tales como el cambio de presión, el bajo nivel de oxígeno, la intemperie nival, etc. Este bloque de trabajo ha dado lugar al artículo “New data on daffodils of the *Narcissus nevadensis* complex (Amaryllidaceae) in SE Spain: *N. nevadensis* subsp. *herreræ* subsp. nov., and *N. nevadensis* subsp. *longispathus* comb. nov” en la revista *Phytotaxa*.

Esta información sobre el seguimiento de flora amenazada asienta las bases del sistema donde habitan, ya que se recogen también datos sobre el hábitat, atendiendo al hecho de que la acción de gestión más a menudo planteada es la restauración (plantación/siembra) en las comunidades vegetales, donde, además, habitan muchas de estas especies amenazadas. Se puede encontrar bibliografía y experiencias suficientes en restauración como para considerarla una línea con un nivel de conocimiento aceptable; sin embargo, cuando se profundiza en ella para indagar sobre trabajos ubicados en montaña o alta montaña, la información empieza a escasear. Aún más si se reduce el ámbito a las máximas elevaciones de la región mediterránea (geográfica y climáticamente hablando). Si además se indaga en la incidencia de un factor tan escaso en el Mediterráneo como es la

nieve, encontrar bibliografía empieza a convertirse en un gran reto. Por tanto, el conocimiento y los estudios en este tipo de restauraciones es muy escaso, y dada la elevada vulnerabilidad al cambio climático de estos ambientes, se vuelven muy necesarios en materia de conservación de la biodiversidad florística. Es por ello que la gestión de estas comunidades vegetales a corto, medio y largo plazo necesitan de un mayor grado de conocimiento de cara a optimizar los limitados recursos invertidos. Y es ahí donde encaja el segundo capítulo de este trabajo sobre restauración y nivología. Este capítulo señala de forma muy práctica las debilidades del ecosistema vegetal y ofrece recomendaciones en distintos sentidos, aunque sigue mostrando una necesidad de aumentar el conocimiento en esta línea de trabajo debido a la cantidad de taxones e interrelaciones entre las variables ambientales existentes. Los resultados de esta sólida parte del trabajo han sido publicados en la revista *Plants* bajo el título “The Role of Snow-Related Environmental Variables in Plant Conservation Plans in the Mediterranean Mountains”.

Después de haber trabajado con las comunidades vegetales, lo lógico es disponer de algún sistema de seguimiento para comprobar su evolución, tanto de aquellas masas naturales como de las plantaciones realizadas. Este tipo de seguimientos realizados de forma tradicional requieren de un gran esfuerzo humano y económico para obtener resultados significativos. Es a este punto en concreto donde se da respuesta en el tercer capítulo, proporcionando además una herramienta extremadamente útil para los seguimientos a largo plazo que tantas dificultades suponen, ya sea por logística como por presupuesto. En este capítulo se propone como indicador el registro del índice polínico (Pollen Index), obtenido a partir de un muestreador volumétrico de succión tipo Hirst, mediante la utilización de metodología aerobiológica tradicional. Lo que supone para su explotación, a la vez, un coste reducido, fiabilidad, un histórico considerable y un mantenimiento indefinido en el tiempo prácticamente asegurado. En este estudio se comprobó la capacidad para captar cambios en el tiempo de un grupo vegetal en concreto (gramíneas) tanto por trabajos de restauración como por cambios en los usos del suelo. Los resultados fueron muy significativos y mostraron un enorme potencial, aplicable a muchos otros grupos taxonómicos. Estos resultados resultan consistentes por sí mismos para convertirlos en indicadores de cambio global en distintos aspectos tal cual se han realizado. Además, abre la puerta a la profundización en esta línea utilizando captadores (portátiles o fijos) en otras localizaciones que permitan una mayor discriminación en los datos recogidos, que puedan ser utilizados para una detección mucho más precisa que permita el seguimiento de zonas concretas de la montaña o, incluso, comprobar por estimaciones el resultado de plantaciones/siembras de ciertos grupos de especies tras una restauración vegetal. En resumen, esta metodología se muestra como un indicador eficiente ideal con

características que pocos indicadores pueden ofrecer: histórico considerable, permanencia en el tiempo, fiabilidad de los datos y presupuesto económico. El esfuerzo realizado en este pilar de la gestión adaptativa ha sido publicado en *Science of The Total Environment*, bajo el título "Tracking Montane Mediterranean grasslands: Analysis of the effects of snow with other related hydro-meteorological variables and land-use change on pollen emissions".

Y hasta aquí, toda la investigación se centra en el medio natural pero excluyendo no tanto el factor antrópico como el factor humano en sí mismo. De hecho, el aspecto sociológico en lo referente a la biodiversidad escasea en la literatura científica, pero cuando se circunscribe concretamente a la flora o la flora amenazada en particular, resulta casi imposible encontrar algún estudio. De modo que, siendo un aspecto tan fundamental en la gestión, resulta llamativo que se haya estudiado tan escasamente. Esto motivó que en este trabajo se incorporara un último capítulo a modo de final englobador de todo lo estudiado hasta ahora e, incluso, de toda la gestión actual, a todos sus niveles. La escasez de trabajos científicos de partida en este área (marco teórico o *background*) hizo que inicialmente se plantearan trabajos más enfocados a sentar las bases como síntesis, pero para darle un enfoque más práctico, se optó por elaborar una encuesta. Esta encuesta, se centró en detectar el nivel de compromiso de la sociedad española con la conservación de la biodiversidad en general y la conservación de la flora amenazada en particular, como estrategia de aproximación para la gestión adaptativa. También se añadieron otras cuestiones transversales dirigidas a detectar el grado de satisfacción de la población con la gestión actual o, incluso, su apoyo económico con cifras concretas.

De este modo, en el último capítulo se han cumplido dos objetivos fundamentales. Por un lado, el diseño y puesta en marcha de una herramienta de seguimiento del nivel de compromiso y satisfacción de la sociedad española. Y por otro lado, ha servido de instrumento de comunicación y concienciación, lo que se conoce como transferencia del conocimiento. Esto último ha sido debido al efecto que ha supuesto para los encuestados leer muchas de las preguntas, dándoles información referida a la gestión en conservación de la flora o a la gestión de la biodiversidad en general, de tal modo que han ampliado tanto sus conocimientos como su conciencia social de los problemas existentes en relación con la conservación. En definitiva, esta herramienta vuelve a cumplir los objetivos de un indicador a largo plazo ideal para alimentar la gestión adaptativa. Supone un medio económico, con validez y fiabilidad científicas. Aporta una información indispensable para adaptar la gestión a las necesidades sociales, siempre tan volátiles y, a veces, tan imprevisibles. El análisis sociológico sobre el contexto humano de partida para la conservación se encuentra en *Land* (en prensa mientras se cierran estas líneas) bajo el título "Is the Spanish population

## **AVANCES EN LA GESTIÓN INTEGRAL DE FLORA EN MONTAÑA MEDITERRÁNEA**

pro-conservation or pro-utilitarian towards threatened flora? Social analysis on the willingness to protect biodiversity”.

En su conjunto, se exploran una serie de líneas de trabajo en conservación de flora que estaban poco estudiadas o necesitaban aclarar el alcance de su rendimiento. Todos y cada uno de los artículos que componen esta investigación para optar al Título de Doctor, acotan espacios de trabajo propios que conjuntamente permiten implementar y planificar la protección de la biodiversidad de la flora desde una estrategia de investigación, gestión adaptativa integral y transferencia.



"Siempre me ha agradado encumbrar a las plantas en la escala de los seres vivos y, por tanto, he sentido un especial placer en mostrar los movimientos tan numerosos y admirablemente bien adaptados que posee la punta de una raíz"

- Darwin, *Autobiography* (p.108)

## CONCLUSIONES GENERALES

- 1) La taxonomía y el trabajo de campo siguen siendo un elemento indispensable tanto en el aspecto científico como en la gestión.
- 2) En la alta montaña mediterránea, el efecto de la nieve es un factor transversal condicionante que afecta a toda la vegetación y flora del hábitat. Por lo cual debe tenerse siempre en cuenta en la gestión de estos ambientes.
- 3) Las emisiones polínicas se han mostrado con un enorme potencial de cara a la realización de seguimientos a largo y corto plazo, contando con ventajas

importantes tanto en la detección temprana de amenazas ambientales o cambios bruscos alarmantes; como a largo plazo para disponer de un indicador de la evolución de la vegetación y su flora a lo largo del tiempo.

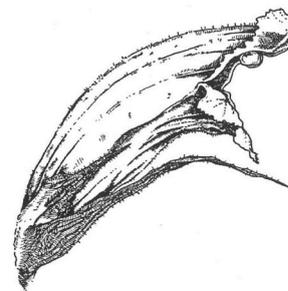
- 4) El factor humano en la gestión de la biodiversidad y más, concretamente en gestión de flora amenazada, requiere de un mayor esfuerzo de atención y dedicación ya que es bien sabido que no se puede proteger al margen del entorno social.
- 5) La transferencia entre gestión-población, como entre ciencia-población, se muestra deficiente a la luz de los resultados, por lo que se requiere un mayor esfuerzo en este ámbito tanto para los científicos como para los gestores.
- 6) Una gestión adaptativa efectiva requiere de un esfuerzo constante en su actualización y seguimiento de todos los factores implicados. Requiere tanto de herramientas de seguimiento de la biodiversidad como otras de seguimiento sobre su efecto sobre la sociedad misma. Esas herramientas, por definición, deben ser repetidas y repetibles a lo largo del tiempo, con resultados comparables para su evaluación. Con el fin de disponer de un diagnóstico que oriente las acciones de gestión hacia los aspectos más necesitados.



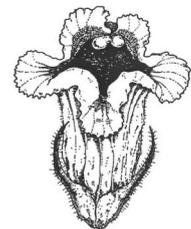
## BIBLIOGRAFÍA

- Adamowicz, W., Louviere, J., & Williams, M. (1994). Combining Revealed and Stated Preference Methods for Valuing Environmental Amenities. *Journal of Environmental Economics and Management*, 26(3), 271–292. 1017 <https://doi.org/https://doi.org/10.1006/jeem>.
- Adams, W.M., Aveling, R., Brockington, D., Dickson, B., Elliott, J., Hutton, J., Roe, D.L., Vira, B. and Wollmera, W. (2004). “Biodiversity Conservation and the Erradication of Poverty”, *Science*, 306 (5699): 1146-1149. DOI: 10.1126/science.1097920
- Adger, N. (2021). “Discurso de aceptación”, paper presented at the BBVA Foundation Awards, (XIII edition) Climate Change category. Bilbao, Spain, November 26.
- Adger, W.N. (2003). “Social capital, collective action, and adaptation to climate change”, *Economic Geography*, 79:387–404. <https://www.jstor.org/stable/30032945>
- Aedo, C. (2013). *Narcissus* L. In: Rico, E., Crespo, M.B., Quintanar, A., Herrero, A. & Aedo, C. (Eds.) *Flora iberica*, vol. 20. *Liliaceae-Agavaceae*. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid, pp. 340–397.
- Aerts, R.; Cornelissen, J.H.C.; Dorrepaal, E.; van Logtestijn, R.S.P.; Callaghan, T.V. (2004). Effects of experimentally imposed climate scenarios on flowering phenology and flower production of subarctic bog species. *Global Change Biology*, 10, 1599-1609. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00815.x>
- Aguilar, C., Herrero, J., Polo, M.J., (2010). Topographic effects on solar radiation distribution in mountainous watersheds and their influence on reference evapotranspiration estimates at watershed scale. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 14, 2479-2494.
- Aguilar, J.; Martín Peinado, F.; Diez Ortíz, M.; Sierra, M.; Fernández García, J.; Sierra Ruiz de la Fuente, C.; et al. (2006). *Proyecto LUCDEME. Mapa Digital de Suelos. Provincia de Granada*, Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Universidad de Granada: Madrid, Spain.
- Algarra, J. A; Checa, R.; Irurita, J. M. (2006). *Programa de recuperación de flora de altas cumbres de Andalucía*, Tomo 1; Empresa de Gestión Medioambiental SA. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía: Sevilla, Spain.
- Algarra, J.A., Herrero, J., (2014). 3.3 Monitoring the physical characteristics of the snow layer, in: Aspizua, R., Barea-Azcón, J.M., Bonet, F.J., Pérez-Luque, A.J., Zamora, R. (Eds.), *Sierra Nevada Global-Change Observatory: Monitoring methodologies*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Granada, pp. 36-37.
- Algarra, J.A., Herrero, J., (2016). Monitoring the physical characteristics of the snow layer, in: Zamora, R., Pérez-Luque, A.J., Bonet, F.J., Barea-Azcón, J.M., Aspizua, R. (Eds.), *Global change impacts in Sierra Nevada: challenges for conservation*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía, Granada, pp. 36–38.

- Algarra, J. A.; Cariñanos, P.; Herrero, J.; Delgado-Capel, M.; Ramos-Lorente, M. M.; Díaz de la Guardia, C. (2019). Tracking Montane Mediterranean grasslands: Analysis of the effects of snow with other related hydro-meteorological variables and land-use change on pollen emissions. *Science of The Total Environment*, 649, 889–901. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.311>
- Algarra, J.A.; Cariñanos, P.; Ramos-Lorente, M.M. (2024a). The Role of Snow-Related Environmental Variables in Plant Conservation Plans in the Mediterranean Mountains. *Plants*, 13, 783. <https://doi.org/10.3390/plants13060783>
- Algarra, J.A.; Ramos-Lorente, M.M.; Cariñanos, P. (2024b). Is the Spanish population pro-conservation or pro-utilitarian towards threatened flora? Social analysis on the willingness to protect biodiversity. *Land* (en prensa).
- Algarra, J. A.; Herrero, J. (2016). Analysis of temporal changes in the cryosphere. In *Global change impacts in Sierra Nevada: challenges for conservation*; Zamora, R., Pérez-Luque, A. J., Bonet, F. J., Barea-Azcón, J. M., Aspizua, R., Eds.; Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio: Granada, Spain, 2016; pp 34-38.
- Algarra, J.A.; Herrero, J. (2014). Snow cover dynamics at the summits of Sierra Nevada. In *Sierra Nevada Global-Change Observatory: monitoring methodologies*; Aspizua, R., Barea J. M., Bonet, F. J., Pérez-Luque, A. J., Zamora, R., Eds.; Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio: Granada, Spain; pp 32–37.
- Alvarado, R., Tillaguango, B., López-Sánchez, M., Ponce P. and Işık, C. (2021) “Heterogeneous impact of natural resources on income inequality: The role of the shadow economy and human capital index”, *Economic Analysis and Policy*, 69: 690-704. <https://doi.org/10.1016/j.eap.2021.01.015>
- Ambrose-Oji, B. (2020) Socio-Ecological Sustainability and New Forms of Governance: Community Forestry and Citizen Involvement with Trees, Woods and Forest, in K. Legun, J.C. Keller, M. Carolan and M.M. Bell (eds.) *The Cambridge Handbook of Environmental Sociology*, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 249-266
- Amos, R. (2017) Reassessing the role of plants in society, *International Journal of Law in context*, 13 (3): 295-315. [Doi:10.1017/S1744552317000040](https://doi.org/10.1017/S1744552317000040)
- Ars, M. S. (2013). Evaluation of hikers’ pro-environmental behaviour in Triglav National Park, Slovenia. *Research Eco.Mont*, 5(1), 35–42
- Atkinson, R., J. Flint (2001) Accessing hidden and hard-to-reach populations: Snowball research strategies. *Social Research Update*, 33: 1-5
- Ban, N.C., G.G. Gurney, N.A. Marshall, C.K. Whitney, M. Mills, S. Gelcich, N.J. Bennett, M.C. Meehan, C. Butler, S. Ban, T.C. Tran, M.E. Cox and S.J. Breslow (2019) Well-being outcomes of marine protected areas. *Nat Sustain* 2, 524–532 <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0306-2>
- Bañares, A., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C. & Ortiz, S. (2004) *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid, 1069 pp.
- Barbier, E. B. (2019) The concept of natural capital. *Oxford Review of Economic Policy*, 35, Issue 1 14–36. <https://doi.org/10.1093/oxrep/gry028>
- Bastien-Olvera, B.A., M.N. Conte, X. Dong, T. Briceno, D. Batker, J. Emmerling, M. Tavoni, F. Granella and F.C. Moore (2024) Unequal climate impacts on global values of natural capital. *Nature* 625, 722–727 (2024). <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06769-z>
- Baumont, R., Carrère, P., Jouven, M., Lombardi, G., López-Francos, A., Martin, B., Peeters, A., Porqueddu, C. (Eds.), (2014). Forage resources and ecosystem services provided by Mountain and Mediterranean grasslands and rangelands. *Options méditerranéennes. Series A: Mediterranean Seminars*. N° 109. CIHEAM. Clermont-Ferrand.
- Baxter, J. (2020) “Health and Environmental Risk”, in A. Kobayashi (ed.), *International Encyclopedia of Human Geography*, Elsevier, pp. 303-207
- BBVA (2023) Capital natural, freno para el cambio climático, monográficos sostenibilidad. [https://www.bbva.com/wp-content/uploads/2023/09/premium\\_monografico\\_capital\\_natural.pdf](https://www.bbva.com/wp-content/uploads/2023/09/premium_monografico_capital_natural.pdf)
- Beck, U. (1998) *La sociedad del riesgo*, Barcelona: Paidós
- Beniston, M., (2003). Climatic change in mountain regions: a review of possible impacts. In *Climate variability and change in high elevation regions: Past, present & future*. Springer, Netherlands.
- Bennett, N.J., R. Roth, S.C. Klain, K. Chan, P. Christie, D. A. Clark, G. Cullman, D. Curran, T.J. Durbin, G. Epstein, A. Greenberg, M. P. Nelson, J. Sandlos, R. Stedman, T.L. Teel, R. Thomas, D. Veríssimo y C. Wyborn (2017) “Conservation social science: Understanding and integrating human dimensions to improve conservation”. *Biological Conservation* 205, 93-108.
- Bennett N.J., Roth, R., Klain, S.C., Chan, K., Christie, P., Clark, D.A., Cullman, G., Curran, D., Durbin, T.G., Epstein, G., Greenberg, A., Nelson, M.P., Sandlos, J., Stedman, R., Teel, T.L., Thomas, R., Veríssimo, D. and Wyborn, C. (2017) “Conservation social science: Understanding and integrating human dimensions to improve conservation”, *Biological Conservation*, 205: 93-108. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.006>
- Besek, J. (2018) “Toward a Sociology of Biodiversity Loss”, *Social Currents*, 6, (3): 239-254 <https://doi.org/10.1177/2329496518815867>
- Billings, W.D.; Mooney, H. A. (1968). The ecology of Arctic and Alpine plants. *Biological Reviews*, 43, 481-529. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185x.1968.tb00968.x>



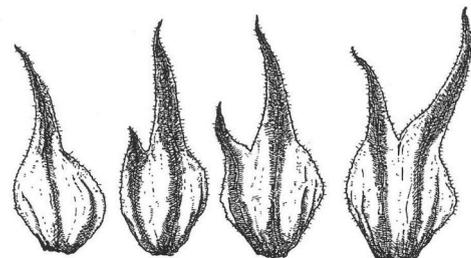
- Bilz M., Kell S.P., Maxted N., Landsdown R.V. (2011). European Red List of Vascular Plants. Publications Office of the European Union, Luxemburg.
- Blanca, G., Algarra, J.A. (2011). Flora del Espacio natural de Sierra Nevada, in: Serra, L., (ed.), Jornadas Estatales de estudio y divulgación de la flora de los Parques Nacionales y Naturales. CAM, Alcoy, pp. 21-36.
- Blanca, G., Cabezudo, B., Hernández Bermejo, J.E., Herrera, C.M., Molero, J., Muñoz, J. & Valdés, B. (1999) *Libro Rojo de la Flora Silvestre Amenazada de Andalucía. Tomo I: Especies en Peligro de Extinción*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 302 pp.
- Blanca, G., Cabezudo, B., Hernández Bermejo, J.E., Herrera, C.M., Muñoz, J. & Valdés, B. (2000) *Libro Rojo de la Flora Silvestre Amenazada de Andalucía. Tomo II: Especies Vulnerables*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 375 pp.
- Blanca, G., Cueto, M., Martínez-Lirola, J.M., Molero-Mesa, J. (1998). Threatened vascular flora of Sierra Nevada (Southern Spain). *Biol. Conserv.* 8, 269-285.
- Blanca, G., López Onieva, M.R., Lorite, J., Martínez Lirola, M.J., Molero, J., Quintas, S., Ruiz Girela, M., Varo, M.A., Vidal, S. (2001). Flora amenazada y endémica de Sierra Nevada. Universidad de Granada, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- Blanca, G.; Cabezudo, B.; Cueto, M.; Salazar, C.; Morales, C. (2011). *Flora vascular de Andalucía oriental*. Granada, Universidades de Almería, Granada, Jaén y Málaga: Granada, Spain.
- Blanca, G.; Cueto, M.; Martínez-Lirola, M. J.; Molero, J. (1998). Threatened vascular flora of Sierra Nevada (Southern Spain). *Biological Conservation*, 85, 269-285. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00169-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00169-9)
- Boissier, P. E. (1839-1845). *Voyage botanique dans le midi de l'Espagne pendant l'année 1837*, Tome I; París, France.
- Bonet, F.J., Aspizua-Cantón, R., Zamora, R., Sánchez, F.J., Cano-Manuel, F.J., Henares, I. (2011).. Sierra Nevada Observatory for monitoring global change: Towards the adaptive management of natural resources, in: Austrian MaB Committee (Ed) Biosphere Reserves in the mountains of the world. Excellence in the clouds? Austrian Academy of Sciences Press, Vienna, pp. 48-52.
- Bonet, F.J., Pérez-Luque, A.J., Pérez-Pérez, R. (2015). Análisis de tendencias (2000-2014) en la cubierta de nieve mediante satélite (sensor MODIS), in: Zamora, R., Pérez-Luque, A.J., Bonet, F.J., Barea-Azcón, J.M., Aspizua, R. (Eds.), La huella del cambio global en Sierra Nevada. Retos para la conservación. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía. Granada.
- Bonet, F. J. Pérez-Luque, A. J.; Perez-Perez, R. (2016). 2.4. Trend analysis (2000-2014) of the snow cover by satellite (MODIS sensor). In *Sierra Nevada Global-Change Observatory: monitoring methodologies*; Aspizua, R., Barea, J. M., Bonet, F. J., Pérez-Luque, A. J., Zamora, R. Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio: Granada, Spain, pp 43 - 47.
- Boonman, C.C.F., J.M. Serra-Diaz, S. Hoeks, W.-Y. Guo, B.J. Enquist, B. ;Maitner, Y. Malhi, C. Merow, R. Buitenwerf and J.-C. Svenning (2024) More than 17,000 tree species are at risk from rapid global change. *Nat. Commun.* 15, 166. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-44321-9>
- Bouchenak-Khelladi, Y., Salamin, N., Savolainen, V., Forest, F., van der Bank, M., Chase, M. W., Hodkinson, T.R. (2008). Large multi-gene phylogenetic trees of the grasses (*Poaceae*): progress towards complete tribal and generic level sampling. *Mol. Phylogenet. Evol.* 47, 488-505.
- Bourdieu, P. (1980) "Le capital social, notes provisoires", *Actes de la Recherche en Sciences Sociales*, 31: 2-3
- Brauch, H. G.; Spring, Ú. O.; Grin, J., Mesjasz, C.; Kameri-Mbote, P.; Behera, N. C.; Chourou, B.; Krummenacher, H. Facing. (2009). In *Global Environmental Change: Environmental, Human, Energy, Food, Health and Water Security Concepts*, Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-68488-6>
- Bravo, D.N., Araújo, M.B., Lasanta, T., Moreno, J.I.L. (2008). Climate change in Mediterranean mountains during the 21st century. *Ambio*. 37, 280-285.
- Burrows, C.J. (1977). Alpine grasslands and snow in the Arthur's Pass and Lewis Pass regions, South Island, New Zealand. *New Zeal. J. Bot.* 15, 665-686.
- Burton, I. (2021) "Discurso de aceptación", paper presented at the BBVA Foundation Awards, (XIII edition) Climate Change category. Bilbao, Spain, November 26
- Cabezudo, B.; Talavera, S.; Blanca, G.; Salazar, C.; Cueto, M.; Valdés, B.; Hernández-Bermejo, J.E.; Herrera, C.M., Rodríguez-Hiraldo, M.C.; Navas, D. (2005). Lista roja de la flora vascular de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- Cannell, M.G.R., Smith, R.I. (1983). Thermal Time, Chill Days and Prediction of Budburst in *Picea sitchensis*. *Journal of Applied Ecology* 20(3), 951-963.
- Cannone, N., Diolaiuti, G., Guglielmin, M., and Smiraglia, C. (2008). Accelerating climate change impacts on alpine glacier forefield ecosystems in the European Alps. *Ecological Applications*, 18, 637-648.
- Caparrós-Martínez, J.L.; Milán-García, J.; Martínez-Vázquez, R.M.; de Pablo Valenciano, J. Green (2021) Infrastructures and Grand Environmental Challenges: A Review of Research Trends by Keyword. *Agronomy*, 11, 782. <https://doi.org/10.3390/agronomy11040782>
- CAPMA. (2010). *Mapa de radiación solar de Andalucía a escala de detalle: radiación total media anual para el año 2010*; Servicio de Información y Evaluación Ambiental, Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente, Junta de Andalucía: Sevilla, Spain.



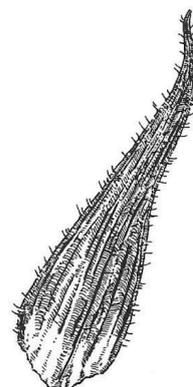
- Cariñanos, P., Alcázar, P., Galán, C., Domínguez, E. (2014). Environmental behaviour of airborne Amaranthaceae pollen in the southern part of the Iberian Peninsula, and its role in future climate scenarios. *Sci. Total Environ.* 470, 480-487.
- Cariñanos, P., Casares-Porcel, M., de la Guardia, A.V.D., De la Cruz-Márquez, R., de la Guardia, C.D. (2016). Charting trends in the evolution of the La Alhambra forest (Granada, Spain) through analysis of pollen-emission dynamics over time. *Climatic Change*, 135(3-4), 453-466.
- Cariñanos, P., de la Guardia, C.D., Algarra, J.A., De Linares, C., Irurita, J.M. (2013). The pollen counts as bioindicator of meteorological trends and tool for assessing the status of endangered species: the case of *Artemisia* in Sierra Nevada (Spain). *Climatic Change* 119(3-4), 799-813.
- Cariñanos, P., Galán, C., Alcázar, P., Domínguez, E. (2004). Airborne pollen records response to climatic conditions in arid areas of the Iberian Peninsula. *Environ. Exp. Bot.* 52(1), 11-22.
- Carlson, B. Z.; Corona, M. C.; Dentant, C.; Bonet, R.; Thuiller, W.; Choler, P. (2017). Observed long-term greening of alpine vegetation—a case study in the French Alps. *Environmental Research Letters*, 12(11), 114006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa84bd>
- Castel, M. (1995) "De la exclusión como estado a la vulnerabilidad como proceso", *Archipiélago*, 21: 27-36
- Castón, P. (1996) "La sociología de Pierre Bourdieu", *Revista Española de Investigaciones Sociológicas*, 76: 75-98
- Castro, J.; Zamora, R.; Hódar, J. A.; Gómez, J. M.; Gómez-Aparicio, L. (2004). Benefits of using shrubs as nurse plants for reforestation in Mediterranean mountains: a 4-year study. *Restoration Ecology*, 12, 352-358. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.01022.x>
- Center for Biodiversity and Conservation (2024) What Is Biodiversity?, American Museum of natural History <https://www.amnh.org/research/center-for-biodiversity-conservation/what-is-biodiversity>
- Chamberlain, J. (2018). Using Social Media for Biomonitoring: How Facebook, Twitter, Flickr and Other Social Networking Platforms Can Provide Large-Scale Biodiversity Data. *Advances in Ecological Research*, 59, 133–168. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2018.06.001>
- Chapin, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack M.C. and Díaz, S. (2000) "Consequences of changing biodiversity", *Nature*, 405 (6783): 234-242. <https://doi.org/10.1177/23294965188158>
- Chen, B., Zhang, X., Tao, J., Wu, J., Wang, J., Shi, P., Zhang, Y.Y.C. (2014). The impact of climate change and anthropogenic activities on alpine grasslands over the Qinghai-Tibet Plateau. *Agr. Forest Meteorol.* 189-190:11-18.
- Clemente, S. R. (1864). Tentativa sobre la liquenología geográfica de Andalucía; por D Simón de Rojas Clemente. *Revista de los progresos de las ciencias exactas, físicas y naturales*, 14, 39-58.
- Colasanti, J., Coneva, V. (2009). Mechanisms of Floral Induction in Grasses: Something Borrowed, Something New. *Plant Physiology* 149, 56-62.
- Coleman, J. (1990) *Foundations of Social Theory*, Belknap Press, Cambridge, Mass.
- Coleman, J. S. (1988), "Social Capital in the Creation of Human Capital", *American Journal of Sociology* vol. 94, suplemento, pp. 95-120
- Colléony, A., Clayton, S., & Shwartz, A. (2022). Impacts of nature deprivations during the COVID-19 pandemic: A pre-post comparison. *Biological Conservation*, 268, 109520. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109520>
- Correia, R. A., Ladle, R., Jarić, I., Malhado, A. C. M., Mittermeier, J. C., Roll, U., Soriano-Redondo, A., Verissimo, D., Fink, C., Hausmann, A., Guedes-Santos, J., Vardi, R., & di Minin, E. (2021). Digital data sources and methods for conservation culturomics. *Conservation Biology*, 35(2), 398–411
- Corripio, J. G. (2004). Snow surface albedo estimation using terrestrial photography. *International Journal of Remote Sensing*, 25, 5705-5729. <https://doi.org/10.1080/01431160410001709002>
- Costanza, R. and H.E. Daly (1992) *Natural capital and Sustainable Development*, *Conservation Biology*, Vol. 6, Issue 1, 37-46. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1992.610037.x>
- Craine, J.M., Gene Towne, E., Nippet, J.B. (2010). Climate controls on grass culm production over a quarter century in a tallgrass prairie. *Ecology* 91(7), 2132-2140.
- Cueto, M. Blanca, G.; Salazar, C.; Cabezudo, B. (2014). Diversity and ecological characteristics of the vascular flora in the Western Mediterranean (Eastern Andalusia, Spain). *Acta Botanica Malacitana*, 39, 81-97. <https://doi.org/10.24310/abm.v39i1.2574>
- Czech, B., & Krausman, P. R. (1999). Public Opinion on Endangered Species Conservation. *Society & Natural Resources*, 12, 469–479. <https://doi.org/10.1080/089419299279542>
- Dandy, J.E. (1969) Nomenclatural changes in the List of British Vascular plants. *Watsonia* 7: 157–178.
- Dasgupta, P.; I. Serageldin (eds.) (2000) *Social Capital: A Multifaceted Perspective*, World Bank, Washington.
- Dasgupta, P. (2021), *The Economics of Biodiversity: The Dasgupta Review*, London: HM Treasury.
- Davidson, D.J. (2022) "Climate change sociology: Past contributions and future research needs", *PLOS Climate*, 1(7). <https://doi.org/10.1371/journal.pclm.0000055>



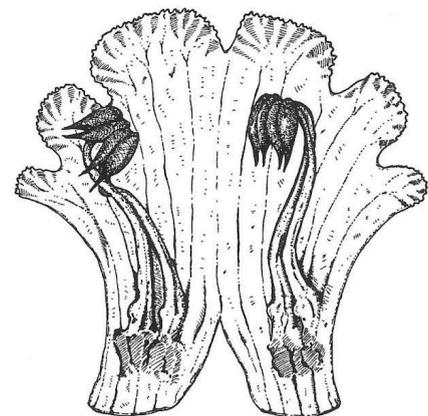
- Díaz, S., U. Pascual, M. Stenseke, B. Martín-López, R.T. Watson, Z. Molnár, R. Hill, K.A.A. Chan, I.A. Baste, K. A. Brauman, S. Plansky, A. Church, M. Lonsdale, A. Larigauderie, P.W. Leadley, A.P.E. Van Oudenhoven, F. Van der Plaats, M. Schröter, S. Lavorel, Y. A. Thomas, E. Bukvareva, K. Davies, S. Demissew, G. Erpul, P. Failler, C.A. Guerra, C.L. Hewitt, H. Keune, S. Lindley, Y. Shirayama (2018) *Science*, 359 (6373): 270-272. doi:10.1126/science.aap8826
- Dickinson, T. and Burton. I. (2021) "The Role of international governance to reduce maladaptive relocation", in I.J. Ajibade and Siders, A.R. (eds.) *Global Views on Climate Relocation and Social Justice*, London: Routledge, pp. 14
- Dietz, T.; Shwom, R.L.; Whitley, C.T. (2020). *Climate Change and Society. Annual Review of Sociology*, 46, 135-158. <https://www.annualreviews.org/doi/pdf/10.1146/annurev-soc-121919-054614>
- Di Minin, E., Tenkanen, H., & Toivonen, T. (2015). Prospects and challenges for social media data in conservation science. *Frontiers in Environmental Science*, 3, 63. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2015.00063>
- Domisch, T.; Martz, F.; Repo, T.; Rautio, P. (2018). Winter survival of Scots pine seedlings under different snow conditions. *Tree Physiology*, 38(4), 602–616. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpx111>
- Drescher, M., Keith Warriner, G., Farmer, J. R., & Larson, B. M. H. (2017). Private landowners and environmental conservation: A case study of social-psychological determinants of conservation program participation in Ontario. *Ecology and Society*, 22(1). <https://doi.org/10.5751/ES-09118-220144>
- Ellenberg, H., Mueller Dombois, D. (1967). Tentative physiognomic-ecological classification of plant formations of the earth. *Ber. geobot. Inst. ETH. Stifg. Ribel, Zurich*. 37, 21-55.
- Emberlin, J., Mullins, J., Cordent, J., Jones, S., Millington, W., Brooke, M., Savage, M. (1999). Regional variations in grass pollen seasons in the UK, long-term trends and forecast models. *Clinical and Experimental Allergy* 29, 347-356.
- Eriksen, S., E. Lisa F. Schipper, M. Scoville-Simonds, K. Vincent, H. N. Adam, N. Brooks, B. Harding, D. Khatri, L. Lenaerts, D. Liverman, M. Mills-Novoa, M. Mosberg, S. Movik, B. Muok, A. Nightingale, H. Ojha, L. Sygna, M. Taylor, C. Vogel, J. J. West (2021) Adaptation interventions and their effect on vulnerability in developing countries: Help, hindrance or irrelevance?, *World Development*, 141, 105383, <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2020.105383>
- Eriksson, O. (1989). Seedling Dynamics and Life Histories in Clonal Plants. *Oikos*, 55(2), 231–238.
- European Commission (2020) EU Biodiversity Strategy for 2030. Bringing nature back into our lives. Communication From The Commission To The European Parliament, The Council, The European Economic And Social Committee And The Committee Of The Regions, Brussels: 20.5.2020 COM (2020) 380 final.
- European Commission (2022) Country Report - Spain. Recommendation for a COUNCIL RECOMMENDATION on the 2022 National Reform Programme of Spain and delivering a Council opinion on the 2022 Stability Programme of Spain. Brussels, 23.5.2022 SWD(2022) 610 final. [https://commission.europa.eu/system/files/2022-05/2022-european-semester-country-report-spain\\_en.pdf](https://commission.europa.eu/system/files/2022-05/2022-european-semester-country-report-spain_en.pdf)
- European Commission (2023) Biodiversity: how the EU protects nature, <https://www.consilium.europa.eu/en/policies/biodiversity>
- Evans, L.T. (1969). The nature of flower induction. In: Evans, L.T. ed. *The induction of flowering*, vol.III, Boca Raton, FL, CRC Press, 306, 306-323.
- Faraway, J.J. (2005). Extending the linear model with r (texts in statistical science). *Generalized Linear, Mixed Effects and Nonparametric Regression Models*. Chapman & Hall/CRC, New York.
- Fernandes, A. (1951) Sur la phylogénie des espèces du genre *Narcissus* L. *Boletim da Sociedade Broteriana* 25(2): 113–190.
- Fernández-Calzado, M.R., Molero-Mesa, J., Merzouki, A., Casares-Porcel, M. (2012). Vascular plant diversity and climate change in the upper zone of Sierra Nevada, Spain. *Plant Biosyst.* 146, 1044-1053.
- Fernández Casas, J. (2000) *Narcissorum notulae*, V. *Fontqueria* 54(1–6): 122–128.
- Fernández-González, D., Valencia-Barrera, R., Vega, A., Díaz de la Guardia, C., Trigo, M.M., Cariñanos, P., et al. (1999). Analysis of grass pollen concentrations in the atmosphere of several Spanish sites. *Polen* 10, 123-132.
- Fernández-Llamazares, Á., Belmonte, J., Boada, M., Fraixedas, S. (2014). Airborne pollen records and their potential applications to the conservation of biodiversity. *Aerobiología*, 30, 111-122.
- Ferrer, M.P., Álvarez, D., Rubial, M.J. and López-Cózar, L. (2022) Natural capital and the Spanish energy sector. The experience of the Work Group on Natural Capital and Energy, Azentúa, Ecoacsa, Natural Capital Factory.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Charpin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K. (2005). Global consequences of Land Use. *Science*, 309, 570-574.
- Folke, C. (2006) "Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological systems analyses", *Global Environmental Change*, 16 (3): 253-267. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.04.002>



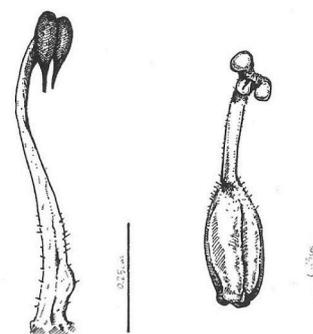
- Fornés, J.M., El López-Gunn, F. Villarroya (2021) Water in Spain: paradigm changes in water policy, *Hydrological Sciences Journal*, 66 (7): 1113-1123. <https://doi.org/10.1080/02626667.2021.1918697>
- Fort, M. (2015). Impact of climate change on mountain environment dynamics. *Revue de Géographie Alpine*, 103, 2.
- Funk, P. (2016). How Accurate are Surveyed Preferences for Public Policies? Evidence from a Unique Institutional Setup. *The Review of Economics and Statistics*, 98(3), 442-454. [https://doi.org/https://doi.org/10.1162/REST\\_a\\_00585](https://doi.org/https://doi.org/10.1162/REST_a_00585)
- Galán, C., Cariñanos, P., Alcázar, P., Domínguez, E. (2007). Quality and management manual of the Spanish Aerobiology Network. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Córdoba, Spain.
- Galán C, Cariñanos C, Alcázar P, Domínguez E. (2007). Spanish Aerobiology Network (REA): Management and Quality Manual. Universidad de Córdoba.
- Ganda, F. (2022) "The nexus of financial development, natural resource rents, technological innovation, foreign direct investment, energy consumption, human capital, and trade on environmental degradation in the new BRICS economies", *Environmental Science and Pollution Research*, 29:74442-74457. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-20976-7>
- Gao, X.; Giorgi, F. (2008). Increased aridity in the Mediterranean Region under greenhouse gas forcing estimated from high resolution simulations with a regional climate model. *Global and Planetary Change*, 62, 195-209. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2008.02.002>
- García-Álvarez, D. (2018). The Influence of Scale in LULC Modeling. A Comparison Between Two Different LULC Maps (SIOSE and CORINE), in: Camacho Olmedo, M., Paegelow, M., Mas, JF., Escobar F., (eds), *Geomatic Approaches for Modeling Land Change Scenarios. Lecture Notes in Geoinformation and Cartography*. Springer. Chambridge, pp. 187-213.
- García Cardo, O. (2014) *Narcissus pseudonarcissus* subsp. *nevadensis* (Pugsley) A. Fern., un endemismo bético en la provincia de Cuenca. *Flora Montiberica* 58: 90-95.
- García de León, D., García-Mozo, H., Galán, C., Alcázar, P., Lima, M., González-Andújar, J.L. (2015). Disentangling the effects of feedback structure and climate on Poaceae annual airborne pollen fluctuations and the possible consequences of climate change. *Sci. Total Environ.* 530-531, 103-109.
- García-Mozo, H., Galán, C., Alcázar, P., Díaz de la Guardia, C., Nieto-Lugilde, D., Recio, M., Hidalgo, P., González-Minero, F., Ruiz, L., Domínguez-Vilches, E. (2010). Trends in grass pollen season in southern Spain. *Aerobiología*, 26, 157-169.
- García-Mozo, H., Galán, C., Belmonte, J., Bermejo, D., Candau, P., Díaz de la Guardia, C., Elvira, B., Gutiérrez, M., Jato, V., Silva, I., Trigo, M.M., Valencia, R., Chuine, I. (2009). Predicting the start and peak dates of the Poaceae pollen season in Spain using process-based models. *Agr. Forest Meteorol.* 149, 256-262.
- García-Mozo, H., Oteros, J.A., Galán, C. (2016). Impact of land cover changes and climate on the main airborne pollen types in Southern Spain. *Sci. Total Environ.* 548-549, 221-228.
- Giddens, A. and Pierson, C. (1998) *Making sense of Modernity. Conversations with Anthony Giddens*, Cambridge: Cambridge University Press.
- Giménez-Benavides, L., Escudero, A., Iriondo, J.M. (2007). Reproductive limits of a late flowering high-mountain Mediterranean plant along an elevated climate gradient. *New Phytol.* 173, 367-382.
- Giménez-Benavides, L.; Escudero, A.; García-Camacho, R.; García-Fernández, A.; Iriondo, J. M.; Lara-Romero, C.; Morente-López, J. (2018). How does climate change affect regeneration of Mediterranean high-mountain plants? An integration and synthesis of current knowledge. *Plant Biology*, 20(1), 50-62. <https://doi.org/10.1111/plb.12643>
- Giménez-Benavides, L.; Escudero, A.; Iriondo, J. M. (2007). Local adaptation enhances seedling recruitment along an altitudinal gradient in a high mountain mediterranean Plant. *Annals of Botany*, 99, 723-734. <https://doi.org/10.1093/aob/mcm007>
- Gómez-Aparicio, L.; Zamora Rodríguez, R.; Gómez, J. M.; Hódar, J. A.; Castro, J.; Baraza, E. (2004). Applying plant facilitation to forest restoration: A meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications*, 14, 1128-1138. <https://doi.org/10.1890/03-5084>
- Gómez Ortiz, A.; Palacios Estremera, D.; Ramos Sainz, M. (2004). Permafrost, evolución de formas asociadas y comportamiento térmico en el Corral del Veleta (Sierra Nevada, España). Últimos resultados. *Real Sociedad Española de Historia Natural (Sección Geológica)*, 99, 47-63.
- González-Minero F.J., Iglesias I., Jato MV., Aira MJ., Candau P., Morales J., Tomas C. (1998). Study of the pollen amissions of Urticaceae, Plantaginaceae and Poaceae at five sites in western Spain. *Aerobiología* 14: 117-125.
- Gottfried, M.; Pauli, H.; Futschik, A.; Akhalkatsi, M.; Barancok, P.; Benito Alonso, J. L.; et al. (2012). Continent-wide response of mountain vegetation to climate change. *Nature Climate Change*, 2, 111-115. <https://doi.org/10.1038/nclimate1329>
- Grootaert y Van Bastelaer (2002) Understanding and measuring social capital: a synthesis of findings and recommendations from the social capital initiative", World Bank, Social Capital Initiative, Documento de trabajo nº 24. [https://pdf.usaid.gov/pdf\\_docs/PNACP765.pdf](https://pdf.usaid.gov/pdf_docs/PNACP765.pdf)



- Grossnickle, S. C. (2012). Why seedlings survive: Influence of plant attributes. *New Forests*, 43(5–6), 711–738. <https://doi.org/10.1007/s11056-012-9336-6>
- Guo, Z., Ren, X., Zhao, J., Jiao, L., & Xu, Y. (2021). Can pets replace children? The interaction effect of pet attachment and subjective socioeconomic status on fertility intention. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(16). <https://doi.org/10.3390/ijerph18168610>
- Harshaw, H.W. (2008) British Columbia Species At Risk Public Opinion Survey. Final Technical Report. Edited by U. of B. Columbia. Vancouver, BC: Columbia, University of British.
- Hausmann, A., Toivonen, T., Fink, C., Heikinheimo, V., Kulkarni, R., Tenkanen, H., & di Minin, E. (2020). Understanding sentiment of national park visitors from social media data. *People and Nature*, 2(3), 750–760. <https://doi.org/10.1002/pan3.10130>
- Haworth, A.H. (1819) *Supplementum plantarum succulentarum*. J. Harding, London, 160 pp.
- Heide, O.M. (1990). Dual floral induction requirements in *Phleum alpinum*. *Ann. Bot.* 66, 687-694.
- Heide, O.M. (1994). Control of flowering and reproduction in temperate grasses. *New Phytol.* 128, 347-362.
- Hernández Plaza, E., Navarrete, L., Lacasta, C., González, Andújar, J.L. (2012). Fluctuations in plant populations: role of exogenous and endogenous factors. *J. Veg. Sci.* 23, 640-646.
- Herrero, J., Aguilar, C., Millares, A., Moñino, A., Polo, M.J., Losada, M.A. (2011). Mediterranean high mountain meteorology from continuous data obtained by a permanent meteorological station at Sierra Nevada, Spain. European Geosciences Union General Assembly 2011. Vienna, Austria, 3-8 April 2011.
- Herrero, J., Millares, A., Aguilar, C., Egüen, M., Losada, M.A., Polo, M.J. (2014). Coupling spatial and time scales in the hydrological modelling of Mediterranean regions: WiMMed. CUNY Academic Works.
- Herrero, J., Polo, M. J. (2016). Evapostublimation from the snow in the Mediterranean mountains of Sierra Nevada (Spain), *The Cryosphere*, 10, 2981-2998.
- Herrero, J. (2007). Modelo físico de acumulación y fusión de la nieve. Aplicación en Sierra Nevada (España). Master's thesis, Universidad de Granada, Granada, Spain.
- Herrero J., Polo, M.J., Moñino, A., Losada, M.A. (2009). An energy balance snowmelt model in a Mediterranean site. *J. Hydrol.* 371, 98-107.
- HilleRisLambers, J.; Harsch, M. A.; Ettinger, A. K.; Ford, K. R.; Theobald, E. J. (2013). How will biotic interactions influence climate change-induced range shifts? *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1297, 112–125. <https://doi.org/10.1111/nyas.12182>
- Hirst, J. (1952). An automatic volumetric spore trap. *Ann. Appl. Biol.* 39, 257-265.
- Hock, R.; Rasul, G.; Adler, C.; Cáceres, B.; Gruber, S.; Hirabayashi, Y.; Jackson, M.; Kääh, A.; Kang, S.; Kutuzov, S.; Milner, A.; Molau, U.; Morin, S.; Orlove, B.; Steltzer, H. (2019). High mountains areas. In *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*; Pörtner, H.-O., Roberts, D.C., Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Tignor, M., Poloczanska, E., Mintenbeck, K., Alegría, A., Nicolai, M., Okem, A., Petzold, J., Rama, B., Weyer, N.M. Cambridge University Press: Cambridge, UK, pp 131–202.
- Höningová, I., Vačkář, D., Lorencová, E., Melichar, J., Götzl, M., Sonderegger, G., Oušková, V., Hošek, M., Chobot, K. (2012). Survey on grassland ecosystem services. Report to the EEA – European Topic Centre on Biological Diversity. Prague: Nature Conservation Agency of the Czech Republic, pp 78.
- Hussain, M., Ye, Z., Bashir, A., Chaudhry, N.I. and Zhao, Y. (2021) "A nexus of natural resource rents, institutional quality, human capital, and financial development in resource-rich high-income economies", *Resources Policy*, 74: 102259. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2021.102259>
- HyeJin K., Peterson, G.D., Cheung, W.W.L., Ferrier, S., Alkemade, R., Arneth, A., Kuiper, J.J., Okayasu, S., Pereira, L., Acosta, L.A., Chaplin-Kramer, R., den Belder, E., Eddy, T.D., Johnson, J.A., Karlsson-Vinkhuyzen, S., Kok, M.T.J., Leadley, P., Leclère, D., Lundquist, C.J., Rondinini, C., Scholes, R.J., Schoolenberg, M.A., Shin, Y.-J., Stehfest, E., Stephenson, F., Visconti, P., van Vuuren, D., Wabnitz, C.C.C., Alava, J.J., Cuadros-Casanova, I., Kathryn K., Gasalla, M.A., Halouani, G., Harfoot, M., Hashimoto, S., Hickler, T., Hirsch, T., Kolomytsev, G., Miller, B.W., Ohashi, H., Palomo, M.G., Popp, A., Remme, R.P., Saito, O., Sumalia, U.R., Willcock, S. and Pereira, H.M. (2023) "Towards a better future for biodiversity and people: Modelling Nature Futures", *Global Environmental Change*, 82: 102681. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2023.102681>
- ICA (2004). *Mapa topográfico de Andalucía ráster color a escala 1:10.000*. Consejería de Vivienda y Ordenación del Territorio: Sevilla, Spain.
- IGN (2023). Vértices de las redes geodésicas REGENTE y ROI. Red de Infraestructuras Geodésicas: Madrid, Spain.
- INE (2023). National census in Spain (01/01/2022). On-line: <https://www.ine.es>
- IPBES (2019) Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services, E.S. Brondizio, Settle, J., Diaz, S. and H.T. Ngo (eds.) Bonn: IPBES Secretariat. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>
- Islam, M.S.; Kieu, E. (2021). Sociological Perspectives on Climate Change and Society: A Review. *Climate*, 9, 7. <https://doi.org/10.3390/cli9010007>
- IUCN (2014). The Green List for Protected Areas Global Standard. IUCN GLPA Steering Group 2014-05-15



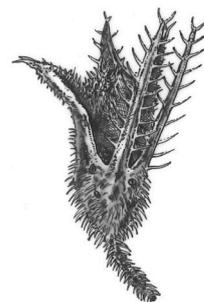
- IUCN (2012) *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- IUCN (2024). Summary Statistics. <https://www.iucnredlist.org/resources/summary-statistics> (accessed on 18 March 2024).
- Jato, V., Rodríguez-Rajo, F.J., Seijo, M.C., Aira, M.J. (2009). Poaceae pollen in Galicia (NW Spain): characterisation and recent trends in atmospheric pollen season. *Int. J. Biometeorol.* 53, 333-344.
- Jiménez, J.F., Sánchez-Gómez, P., Guerra, J., Molins, A. & Rosselló, J.A. (2009) Regional speciation or taxonomic inflation? The status of several narrowly distributed and endangered species of *Narcissus* using ISSR and nuclear ribosomal ITS markers. *Folia Geobotanica* 44: 145–158.
- Jiménez-Olivencia, Y., Porcel-Rodríguez, L., Caballero-Calvo, A., Bonet, F.J. (2015). Evolución de los usos del suelo en Sierra Nevada en los últimos 50 años y cambio de paisaje. En: Zamora, R., Pérez-Luque, A.J., Bonet, F.J., Barea-Azcón, J.M., Aspizua, R. (Eds.). La huella del cambio global en Sierra Nevada. Retos para la conservación. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía.
- Jonas, T., Rixen, C.; Sturm, M.; Stöckli, V. (2008). How alpine plant growth is linked to snow cover and climate variability. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 113:G03013. <https://doi.org/10.1029/2007JG000680>
- Jones, H. G. (1999). The ecology of snow-covered systems: a brief overview of nutrient cycling and life in the cold. *Hydrological processes*, 13(14-15), 2135-2147
- Jones, N., Graziano, M. and Dimitrakopoulos, G. (2020) "Social impacts of European Protected Areas and policy recommendations", *Environmental Science and Policy*, 112: 134-140. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.06.004>
- Jones, N., J. McGinlay, P.G. Dimitrakopoulos (2017) Improving social impact assessment of protected areas: A review of the literature and directions for future research, *Environmental Impact Assessment Review*, 64: 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2016.12.007>
- Jones, N. and Clark, R. A. (2014) "Social capital and the public acceptability of climate change adaptation policies: a case study in Romney Marsh, UK", *Climatic Change*, 123: 133–145. DOI 10.1007/s10584-013-1049-0
- Jones N. and Clark, J.R.A. (2013) "Social capital and climate change mitigation in coastal areas: a review of the current debates and identification of future research directions", *Ocean Coast Manage*, 80:12–19. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.03.009>
- Joseph, Debra D.; Doon, Roshnie A. (Eds.) (2023) *The Impact of Climate Change on Vulnerable Populations*, MDPI.
- Juhola, S. (2023) *Handbook on Adaptive Governance*, Gloucestershire: Elgar Handbooks in Energy, the Environment and Climate Change
- Kadereit, J. W. (2023). Adaptive evolutionary divergence of populations persisting in warming cold-stage refugia: candidate examples from the periphery of the European Alps. *Alpine Botany*, 133(1), 1–10. <https://doi.org/10.1007/s00035-022-00291-0>
- Kameswara Rao, N. K.; Hanson, J.; Dulloo, M. E.; Ghosh, K.; Nowell, D.; Larinde, M. (2006). *Manual of seed handling in genebanks. Handbooks for genebanks*. Genebanks, No. 8. Bioersivity International, Rome, Italy.
- Kareiva, P., H. Tallis, T. Ricketts, G.C. Daily and Polasky, S., (Eds.) (2011) *Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*. Oxford University Press
- Kasprzyk, I., Walanus, A. (2010). Description of the main Poaceae pollen season using bi-Gaussian curves, and forecasting methods for the start and peak dates for this type of season in Rzeszow and Ostrowiec Sw (SE Poland). *J. Environ. Monit.* 12: 906-916.
- Katellaris, C., Burke, T., Byth, K. (2004). Spatial variability in the pollen count in Sydney, Australia: can one sampling site accurately reflect the pollen count for a region? *Ann. Allergy Asthma Immunol.* 93, 131-136.
- Khine MM, Langkulsen U. (2023) "The Implications of Climate Change on Health among Vulnerable Populations in South Africa: A Systematic Review", *International Journal of Environmental Research and Public Health* 20(4):3425. <https://doi.org/10.3390/ijerph20043425>
- King RW, Heide OM. (2009). Seasonal flowering and evolution: the heritage from Charles Darwin. *Functional Plant Biology* 36: 1027–1036.
- Kitajima, K.; Fenner, M. (2000). Ecology of seedling regeneration. In *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*; Fenner, M. Ed. CAB International, Wallingford, pp: 331-359.
- Kleiber, C., Zeileis, A. (2008). *Applied Econometrics with R*. Springer-Verlag, New York.
- Klein, C., McKinnon, M. C., Wright, B. T., Possingham, H. P., & Halpern, B. S. (2015). Social equity and the probability of success of biodiversity conservation. *Global Environmental Change*, 35(C), 299–306. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.09.007>
- Köner, C. (2003). *Alpine Plant life*, 2 ed. Springer: Heidelberg, Germany.
- Köner, C. (2007). The use of "altitude" in ecological research. *Trends in Ecology & Evolution*, 22, pp 569-574. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.09.006>



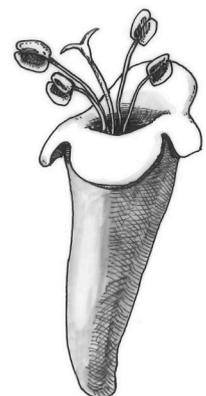
- Köninger, J., Panagos, P., Jones, A., Briones, M.J.I. and Orgiazzi, A. (2022) "In defence of soil biodiversity: Towards an inclusive protection in the European Union", *Biological Conservation*, 268: 109475. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109475>
- Kuhlicke C., M. Madruga de Brito, B. Bartkowski, W. Botzen, C. Dogulu, S. Han, P. Hudson, A. Nuray, C.J. Klassert, D. Otto, A. Scolobig, T. Moreno y S. Rufatl (2023) "Spinning in circles? A systematic review on the role of theory in social vulnerability, resilience and adaptation research", *Global Environmental Change*, volume 80, 102672. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2023.102672>
- Kyriazopoulos, A., López-Francos, A., Porqueddu, C., Sklavpu, P. (2016). Ecosystem services and socio-economic benefits of Mediterranean grasslands. *Options Mediteranéennes. Series A; Mediterranean Seminars*, 14.
- Lamprecht, A.; Pauli, H.; Fernández Calzado, M. R.; Lorite, J.; Molero Mesa, J.; Steinbauer, K.; Winkler, M. (2021). Changes in plant diversity in a water-limited and isolated high-mountain range (Sierra Nevada, Spain). *Alpine Botany*, 131(1), 27–39. <https://doi.org/10.1007/s00035-021-00246-x>
- Latenser, M.; Schneebeli, M. (2003). Long-term snow climate trends of the Swiss Alps (1931-99). *International Journal of Climatology*, 23 (7), 733–750. <https://doi.org/10.1002/joc.912>
- Laycock, W.A. (1979). Management of sagebrush [*Artemisia tridentata*, range ecosystems; Western States (USA)]. FAO of the UN. Rangelands, 207-210.
- Lenoir, J.; Gégout, J. C.; Marquet, P. A.; Ruffray, P. D.; Brisse, H. (2008). A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science* 320, 1768-1771
- León-Ruiz, E., Alcázar, P., Domínguez-Vilches, E., Galán, C. (2011). Study of Poaceae phenology in a Mediterranean climate, Which species contribute most to airborne pollen counts?. *Aerobiologia* 27, 37-50.
- Lichterhan, P. (2006). Social capital or group style? Rescuing Tocqueville's insights on civic engagement. *Theory and Society*, 35(5-6), 529-563
- Liu, J. T. Dietz, S.R. Carpenter, M. Alberti, C. Folke, E. Moran, A.N. Pell, P. Deadman, T. Kratz, J. Lubchenco, E. Ostrom, Z. Ouyang, W. Provencher, C.L. Redman, S.H. Schneider, W.W. Taylor (2007) Complexity of coupled human and nature systems, *Science*, 327, 1513. <https://doi.org/10.1126/science.1144004>
- Lockie, S. (2023) Sociologies of climate change are not enough. Putting the global biodiversity crisis on the sociological agenda, *Environmental Sociology*, 9 (1): 1-5. <https://doi.org/10.1080/23251042.2023.2170310>
- Loftin, M. K. (2014) "Truths and governance for adaptive management", *Ecology and Society*, 19 (2). <https://doi.org/10.5751/ES-06353-190221>
- Lohmann, M, Gsothbauer, E., You, J. and Kontoleon, A. (2023) "Air pollution and anti-social behaviour: Evidence from a randomised lab-in-the-field experiment", *Social Science & Medicine*, 320: 115617. <https://doi.org/10.1016/j.socscimed.2022.115617>
- Long, J.S. (1997). Regression Models for Categorical and Limited Dependent Variables. *Advanced Quantitative Techniques in the Social Sciences*, 7. Sage Publications, Thousand Oaks, CA.
- Lorite, J.; Ros-Candeira, A.; Alcaraz-Segura, D.; Salazar-Mendías, C. (2020). FloraSNevada: a trait database of the vascular flora of Sierra Nevada, southeast Spain. *Ecology*, 101(9). <https://doi.org/10.1002/ecy.3091>
- Ma, T., B. Swallow, J.M. Foggin, Z. Linsheng and W. Sang (2023) Co-management for sustainable development and conservation in Sanjiangyuan National Park and the surrounding Tibetan nomadic pastoralist areas. *Humanit Soc Sci Commun* 10, 321. <https://doi.org/10.1057/s41599-023-01756-1>
- Machlis, G.E. (1992) "The contribution of sociology to biodiversity research and management", *Biological Conservation*, 62: 161-170. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(92\)91044-S](https://doi.org/10.1016/0006-3207(92)91044-S)
- Marques, I., Fuertes Aguilar, J., Martins-Louçao, M. A., Moharrek, F. & Nieto Feliner, G. (2017) A three-genome five-gene comprehensive phylogeny of the bulbous genus *Narcissus* (Amaryllidaceae) challenges current classifications and reveals multiple hybridization events. *Taxon* 66: 832–854.
- Martínez Parras, J. M.; Lorca, M. P.; Alcaraz Ariza, F. (1987). *Comunidades vegetales de Sierra Nevada (España)*. Universidad de Alcalá de Henares: Madrid, Spain.
- Matteodo M.; Wipf S.; Stöckli V.; Rixen C.; Vittoz P. (2013). Elevation gradient of successful plant traits for colonizing alpine summits under climate change. *Environ.Res.Lett.*, 8, 1-10. <https://doi.org/1088/1748-9326/8/2/024043>
- Maya-Manzano, J.M., Sadyś, M., Tormo-Molina, R., Fernández-Rodríguez, S., Oteros, J., Silva-Palacios, I., Gonzalo-Garijo, A. (2017). Relationships between airborne pollen grains, wind direction and land cover using GIS and circular statistics. *Science of the Total Environment* 584-585, 603-613.
- Mazco, K., Hiding, L. (2008). Sustainable Rangeland Ecosystem Services, SRR Monograph nº 3, Sustainable Rangeland RoundTables, Fort Collins, Colorado State.
- McCullagh, P., Nelder, J. A. (1989). *Generalized linear models*. Chapman and Hall: New York, EEUU.
- McCune, J. L., Carlsson, A. M., Colla, S., Davy, C., Favaro, B., Ford, A. T., Fraser, K. C., & Martins, E. G. (2017). Assessing public commitment to endangered species protection: A Canadian case study. *FACETS*, 2(1), 178–194. <https://doi.org/10.1139/facets-2016-0054>
- McDonald, J. H. (2009). *Handbook of biological statistics* (2nd ed.). University of Delaware. Sparky House Publishing. <http://udel.edu/~mcdonald/statpermissions.html>



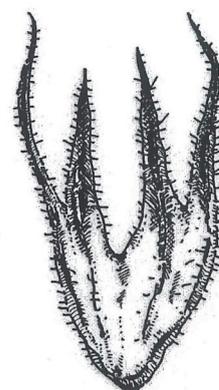
- Médail, F., Diadema, K. (2009). Glacial refugia influence plant diversity patterns in the Mediterranean Basin. *Journal of Biogeography* 36(7), 1333-1345.
- Medáil, F., Quézel, P. (1999). Biodiversity Hotspots in the Mediterranean Basin: Setting Global Conservation Priorities. *Conservation Biology* 13, 1510-1513.
- Medrano, M., López-Perea, E. & Herrera, C.M. (2014) Population genetics methods applied to a species delimitation problem: Endemic trumpet daffodils (*Narcissus* section *Pseudonarcissi*) from the southern Iberian Peninsula. *International Journal of Plant Sciences* 175: 501–517.
- Medrano, M. & Herrera, C.M. (2008) Geographical structuring of genetic diversity across the whole distribution range of *Narcissus longispatus*, a habitat-specialist, Mediterranean narrow endemic. *Annals of Botany* 102: 183–194.
- Ministerio de Medio Ambiente (2004) Water in Spain, Ministerio de Medio Ambiente.
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (2023) Banco de datos de la Naturaleza. Espacios Naturales Protegidos.
- Mol, A. P. J., and Spaargaren, G. (1993) Environment, modernity and the risk-society: the apocalyptic horizon of environmental reform, *International Sociology*, 8(4): 431-459
- Molero, J., Pérez-Raya, F. (1987). La Flora de Sierra Nevada. Avance sobre el catálogo florístico nevadense. Universidad de Granada.
- Molero, J., Pérez-Raya, F., López-Nieto, J.M., El Aallali, A. (2001). Cartografía y evaluación de la vegetación del Parque Natural de Sierra Nevada. Segunda fase. 239 pp. Universidad de Granada y Consejería de Medio Ambiente, Junta Andalucía. Granada.
- Molero, J.; Pérez Raya, F.; López Nieto, J. M.; El Aallali, A.; Hita Fernández, J. A. (2001). *Cartografía y evaluación de la vegetación del Parque Natural de Sierra Nevada. Segunda fase*. Universidad de Granada, Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía: Granada, Spain.
- Moon K, Blackman DA, Adams VM, et al. (2019). Expanding the role of social science in conservation through an engagement with philosophy, methodology, and methods. *Methods Ecol Evol.* 10:294–302. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13126>
- Moreno, J.C. (2008). Lista Roja 2008 de la flora vascular española. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino). Madrid.
- Moreno, J. C. (2008). *Lista Roja 2008 de la flora vascular española*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino: Madrid, Spain.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, G.C., da Fonseca, G.A.B., kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; da Fonseca, G.A.B.; Kent, J.(2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Myszkowska, D. (2014). Poaceae pollen in the air depending on the thermal conditions. *Int. J. Biometeorol.* 58, 975-986.
- Navares, R., Aznarte, J.L. (2016). Forecasting the Start and End of Pollen Season in Madrid. ITISE 2016: *Advances in Time Series Analysis and Forecasting*, 387-399.
- Navarro, F.B. (2011) *Amaryllidaceae*. In: Blanca, G. et al. (Eds.) *Flora vascular de Andalucía oriental*. Universidades de Almería, Granada, Jaén y Málaga, Granada, pp. 171–183.
- Newig J, Jager NW, Challies E, Kochskämper E. (2023) “Does stakeholder participation improve environmental governance? Evidence from a meta-analysis of 305 case studies”, *Global Environment Change* 82:102705. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2023.102705
- Nguyen, M. H., Nguyen, M. H. T., Jin, R., Nguyen, Q. L., La, V. P., Le, T. T., & Vuong, Q. H. (2023). Preventing the Separation of Urban Humans from Nature: The Impact of Pet and Plant Diversity on Biodiversity Loss Belief. *Urban Science*, 7(2). <https://doi.org/10.3390/urbansci7020046>
- Nogués Bravo, D.; Araújo, M. B.; Lasanta, T.; López Moreno, J. I. (2008). Climate change in Mediterranean mountains during the 21st century. *Ambio*, 37, 280-285
- OECD (2023) “Biodiversity and Fragility: A perspective on fragile contexts”, OECD Development Co-operation Directorate, OECD Publishing, Paris.
- Oldekop, J. A., G. Holmes, W. E. Harris and K. L. Evans (2015) “A global assessment of the social and conservation outcomes of protected areas”, *Conservation Biology*, 30 (1): 133–141. <https://doi.org/10.1111/cobi.12568>
- Oliver-Smith, A.; Alcántara-Ayala, I.; Burton, I.; Lavell, A. (2016). The social construction of disaster risk: Seeking root causes. *International Journal of disaster risk reduction*, 22, 469-474. 10.1016/j.ijdrr.2016.10.006
- Oteros, J., García-Mozo, H., Alcázar, P., Belmonte, J., Bermejo, D., Boi, M., Cariñanos, P., Díaz de la Guardia, C., Fernández-González, D., González-Minero, F., Gutiérrez-Bustillo, A.M., Moreno-Grau, S., Pérez-Badía, R., Rodríguez-Rajo, F.J., Ruíz-Valenzuela, L., Suárez-Pérez, J., Trigo, M.M., Domínguez-Vilches, E., Galán, C. (2015). A new method for determining the sources of airborne particles. *J. Environ. Manag.* 155, 212-218.
- Ozenda, P. (1975). Sur les étages de végétation dans les montagnes du bassin méditerranéen. *Doc. Cartographie Eco.* 16, 1-32. <https://doi.org/10.2307/3667120>
- O'Brien, K. (2021) “Discurso de aceptación”, paper presented at the BBVA Foundation Awards, (XIII edition) Climate Change category. Bilbao, Spain, November 26.



- Parmesan, C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37, 637-669
- Parmesan C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37:637-669.
- Pascual, U., Balvanera, P., Anderson, C.B. et al. (2023). Diverse values of nature for sustainability. *Nature* 620, 813–823 <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06406-9>
- Pauli, H., Gottfried, M., Reiter, K., Klettner, C., Grabherr, G. (2007). Signals of range expansions and contractions of vascular plants in the high Alps: observations (1994–2004) at the GLORIA master site Schrankogel, Tyrol, Austria. *Global Change Biol.* 13, 147-156.
- Pauli, H.; Gottfried, M.; Dullinger, S.; Abdaladze, O.; Akhalkatsi, M.; Benito, J. L.; et al. (2012). Recent plant diversity changes on Europe's mountain summits. *Science*, 336, 353-355. <https://doi.org/10.1126/science.1219033>
- Peel, R.G., Orby, P.V., Skjoth, C.A., Kennedy, R., Schlünssen, V., Smith, M., et al. (2014). Seasonal variation in diurnal atmospheric grass pollen concentration profiles. *Biogeosci.* 11, 821-832.
- Pérez-Luque, A.J., Pérez-Pérez, R., Bonet, F.J. (2015). Evolución del clima en los últimos 50 años en Sierra Nevada. En: Zamora, R., Pérez-Luque, A.J., Bonet, F.J., Barea-Azcón, J.M., Aspizua, R. (Eds.). *La huella del cambio global en Sierra Nevada. Retos para la conservación*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía.
- Pérez-Palazón, M.J., Pimentel, R., Herrero, J., Aguilar, C., Perales, J.M., Polo, M.J. (2015). Extreme values of snow-related variables in Mediterranean regions: trends and long-term forecasting in Sierra Nevada (Spain), in: *Proc. IAHS*, 369, 157–162.
- Pérez Raya, F. A.; López Nieto, J. M.; Molero, J.; Valle, F. (1990). *Vegetación de Sierra Nevada. Guía geobotánica de la excursión de las X Jornadas de Fitosociología*. Ayuntamiento de Granada; Universidad de Granada: Granada, Spain.
- Peter, S. (2020) "Integrating Key Insights of Sociological Risk Theory into the Ecosystem Services Framework", *Sustainability*, 12 (16): 6437. <https://doi.org/10.3390/su12166437>
- Pickering, C. M.; Harrington, J.; Worboys, G. (2003). Environmental Impacts of Tourism on the Australian Alps Protected Areas. *Mountain Research and Development*, 23(3), 247–254
- Pimentel, R., Herrero, J., Zeng, Y., Su, Z., Polo, M.J. (2015). Study of snow dynamics at subgrid scale in semiarid environments combining terrestrial photography and data assimilation techniques. *J. Hydrometeorol.* 16, 563–578.
- Pohl, M.; Alig, D.; Körner, C.; Rixen, C. (2009). Higher plant diversity enhances soil stability in disturbed alpine ecosystems. *Plant soil*, 324, 91-102. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-9906-3>
- Polajnar, K. (2008). Public awareness of wetlands and their conservation. *Acta Geographica Slovenica*, 48(1), 121–146. <https://doi.org/10.3986.AGS48105>
- Pretty, J., Smith D. (2004) "Social Capital in Biodiversity Conservation and Management", *Conservation Biology*, 18 (3): 631–638. <https://www.jstor.org/stable/3589073>
- Pretty, J., Ward H. (2001). Social Capital and the Environment, *World Development*, 29 (2), 209-227. [https://doi.org/10.1016/S0305-750X\(00\)00098-X](https://doi.org/10.1016/S0305-750X(00)00098-X)
- Pugsley, H.W. (1933) A monograph of *Narcissus* subgenus *Ajax*. *Journal of the Royal Horticultural Society* 58: 17–93.
- Putnam, R. D. (1995) 'Bowling Alone: America's Declining Social Capital', *Journal of Democracy* 6:65–78
- Putnam R (2000) *Bowling alone: The collapse and revival of American Community*, New York: Simon and Schuster.
- QGIS Development Team (2022). QGIS Geographic Information System. QGIS Association.
- Quézel, P. (1979). La Région Méditerranéenne française et ses essences forestières. Signification écologique dans le contexte circum-méditerranéen. *Forêt Médit.*, 1, 7-18.
- Radaeski JN, Bauermann SG, Pereira AB. (2016). Poaceae pollen from Southern Brazil: Distinguishing grasslands (campos) from forests by analyzing a diverse range of Poaceae species. *Frontiers in PLant Sciences* 7:1833.
- R Core Team (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- R Core Team (2021). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria.
- Recio, M., Docampo, S., García-Sánchez, J., Trigo, M.M., Melgar, M., Cabezudo, B. (2010). Influence of temperature, rainfall and wind trends on grass pollination in Malaga (western Mediterranean coast). *Agricultural and Forest Meteorology* 150(7-8), 931-940.
- REDIAM (2009). Mapa de pisos bioclimáticos de la masa forestal de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía, Sevilla.
- Redouté, P.J. (1815) *Les Liliacées* vol. 8. D. Jeune, Paris, tab. 457–486.
- Rehdanz, K., T. Mueller, B. Hansjürgens, A. Bonn and K. Bohning-Gaese (2021) "The importance of species diversity for human well-being in Europe", *Ecological Economics*, 181: 106917. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106917>



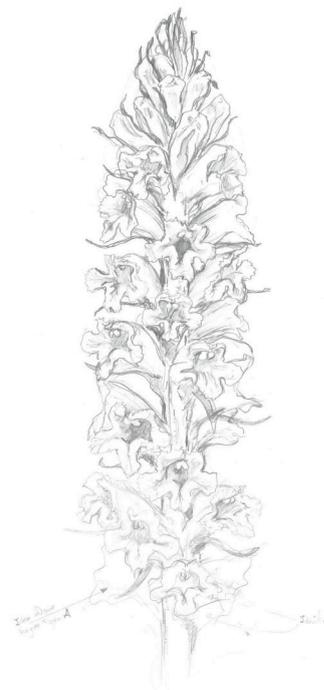
- Reig, E. and Uriel, E. (dirs.) (2023) Economía y medio ambiente en España: análisis del flujo de materiales y capital natural, Bilbao: Fundación BBVA.
- Ren, J.Z., Hu, Z.Z., Zhao, J., Zhang, D.G., Hou, F.J., Lin, H.L., Mu, X.D. (2008). A grassland classification system and its application in China. *Rangeland J.* 30, 199-209.
- RHS (2017) *The International Daffodil Register & Classified List*. Royal Horticultural Society, London. Available from: <https://www.rhs.org.uk/> (accessed: 25 January 2017).
- Ríos, S., Rivera, D., Alcaraz, F. & Obón, C. (1999) Three new species of *Narcissus* L. subgenus *Ajax* Spach (Amaryllidaceae), restricted to the meadows and forests of south-eastern Spain. *Botanical Journal of the Linnean Society* 131: 153–165.
- Rivas-Martínez, S. (2007). Mapa de series, geoserias y geopermaseries de vegetación de España. Memoria del mapa de vegetación potencial de España. Parte 1. *Itinera Geobot.* 17, 1-222.
- Rivas Martínez, S.; Díaz, T. E.; Fernández-González, F.; Izco, J.; Loidi, J.; Lousã, M.; Penas, A. (2002). Vascular plant communities of Spain and Portugal. Addenda to the syntaxonomical checklist of 2001. *Itinera Geobotanica*, 15, 5-922.
- Rivas Martínez, S. (1982). Etages bioclimatiques, secteurs chorologiques et series de vegetation de l'Espagne méditerranéene. *Ecologia mediterranea*, 8, 275-288.
- Rivas Martínez, S. (2004). *Global Bioclimatics*. Centro de Investigaciones Fitosociológicas: Madrid, Spain.
- Rivas Martínez, S. (1961). Los pisos de la vegetación de la Sierra Nevada. *Bol.Real Soc.Esp.Hist.Nat., Secc.Biol.* 59, 55-64.
- Rivas Martínez, S. (1983). Pisos bioclimáticos de España. *Lazaroa*, 5, 33-43.
- Rixen, C.; Wipf, S.; Frei, E.; Stöckli, V. (2014). Faster, higher, more? Past, present and future dynamics of alpine and arctic flora under climate change. *Alpine Botany*, 124, 77-79
- Rojo, J., Orlandi, F., Pérez-Badía, R., Aguilera, F., Ben Dhiab, A., Bouziane, H. et al. (2016). Modeling olive pollen intensity in the Mediterranean región through analysis of emission sources. *Sci. Total Environ.* 551-552, 73-82.
- Rojo, J., Rapp, A., Lara, B., Fernández-González, F., Pérez-Badía, R. (2015). Effect of land use and wind direction on the contribution of local sources to airborne pollen. *Sci. Total Environ.* 505, 860-869.
- Romero, A.T., Morales, C. (1996). El papel de las gramíneas en la flora de Sierra Nevada, in: Chacón, J., Rosúa, J.L., (Eds.), *Primera Conferencia Internacional Sierra Nevada. Conservación y Desarrollo Sostenible*, volumen 2, Granada. pp. 335-352.
- Roth, T.; Plattner, M.; Amrhein, V. (2014). Plants, birds and butterflies: Short-term responses of species communities to Climate Warming vary by taxon and with altitude. *PLoS ONE*, 9, 1-9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0082490>
- Rotondi, V., L. Bruni, L. Crivelli, S. Mancuso and P. Santori (2022) "In praise of the persona economica: listening to plants for a new economic paradigm", *Humanities and Social Sciences Communications*, *Nature* 9 (1), 10.1057/s41599-022-01307-0
- Roux, D. J., Rogers, K. H., Biggs, H. C., Ashton, P. J., & Sergeant, A. (2006). Bridging the Science-Management Divide: Moving from Unidirectional Knowledge Transfer to Knowledge Interfacing and Sharing. *Ecology and Society*, 11(1), 4. <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art4>
- Royal Botanic Gardens. Kew (2023) "State of the World's Plants and Fungi 2023. Tackling the Nature Emergency: Evidence, gaps and priorities", Royal Botanic Gardens, Kew, London.
- Rühland, K., Phadtare, N.R., Pant, R.K., Sangode, S.J., Smol, J.P. (2006). Accelerated melting of Himalayan snow and ice triggers pronounced changes in a valley peatland from northern India. *Geophys. Res. Lett.* 33, L15709.
- Ruiz Sinoga, J.D., García Martí, R., Martínez Murillo, J.F., Gabarrón Galeote, M.A. (2011). Precipitation dynamics in Southern Spain: trends and cycles. *Int. J. Climatol.* 31, 2281-2289.
- Rumpf SB, Semenchuk PR, Dullinger S, Cooper EJ. (2014). Idiosyncratic responses of high Arctic plants to changing snow regimes. *PLoS ONE* 9(2):1-10.
- Salazar, C., Lorite, J., García-Fuentes, A., Torres, J.A., Cano, E., Valle, F. (2001). A phytosociological study of the hygrophilous vegetation of Sierra Nevada (Southern Spain). *Studia Geobotanica* 20, 17-32.
- Sánchez Gómez, P., Carrillo López, F., Hernández González, A., Carrión Vilches, Á. & Güemes, J. (2000) Una nueva combinación de *Narcissus* (Amaryllidaceae). *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 57: 429–430.
- Sánchez Gómez, P., Guerra, J., Güemes, J., García, J., Hernández, A, Carrillo, A.F. & Carrión, M.Á. (1998) *Flora murciana de interés nacional y europeo. Protección y legislación*. Universidad de Murcia, Fundación Séneca y DGMN, Murcia, 70 pp.
- Sandbrook C., Albury-Smith S., Allan J.R., Bholá N., Bingham H.C., Brockington D., Byaruhanga A.B., Fajardo J., Fitzsimons J., Franks P., Fleischman F., Frechette A., Kakuyo K., Kaptoyo E., Kuemmerle T., Kalunda P.N., Nuvunga M., O'Donnell B., Onyai F., Pfeifer M., Pritchard R., Ramos A., Rao M., Ryan C.M., Shyamsundar P., Tauli J., Tumusiime D.M., Vilaça M., Watmough G.R., Worsdell T., Zaehring J.G. (2023) "Social considerations are crucial to success in implementing the 30×30 global



- conservation target”, *Nature Ecology & Evolution*, 7(6):784-785. <https://www.nature.com/articles/s41559-023-02048-2>
- Schaaf, T. (2012). Haciendo frente al cambio global y climático en las montañas. La utilidad de las reservas de la Biosfera como enclaves para la observación y el seguimiento. *Jornadas de Investigación del Parque Nacional y Parque Natural de Sierra Nevada*. Granada.
- Schimper, A.F.W. (1898). *Pflanzengeographie auf physiologischer Grundlage*. Gustav-Fischer-Verlag, Jena.
- Schott, H.W. (1818) *Botanische Berichte für Europa. Isis (Oken)* 2(5): 818–822.
- Schupp, E. W. (1995). Seed-Seedling Conflicts, Habitat Choice, and Patterns of Plant Recruitment. *American Journal of Botany*, 82(3), 399–409. <https://doi.org/https://www.jstor.org/stable/2445586>
- Soják, J. (1972) *Nomenklatorické Poznámky (Phanerogamae)*. *Časopis Národního Musea. Oddíl Přírodovědný* 140(3-4): 127–134.
- Spach, É. (1846) *Histoire naturelle des végétaux. Phanérogames* 12. Librairie encyclopédique de Roret, Paris, 458 pp.
- Spiliopoulou, K., Brooks, T.M., Dimitrakopoulos, P.G., Oikonomou, A., Karavatsou, F., Stoumboudi, M.T. and Triantis, K.A. (2023) “Protected areas and the ranges of threatened species: Towards the EU Biodiversity Strategy 2030”, *Biological Conservation*, 284: 110166. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110166>
- Stålhammar S (2021) Assessing People’s Values of Nature: Where Is the Link to Sustainability Transformations? *Front. Ecol. Evol.* 9:624084. doi: 10.3389/fevo.2021.624084
- Statheropoulos, M., Vassiliadis, N., Pappa, A., (1998). Principal component and canonical correlation analysis for examining air pollution and meteorological data. *Atmospheric Environ.* 32, 1087-1095.
- Sterling, E.J., Betley, E., Sigouin, A., Gomez, A., Toomey, A., Cullman, G., Malone, C., Pekor, A., Arengo, F., Blair, M., Filardi, C., Landrigan, K. and Porzecanski A.L. (2017) “Assessing the evidence for stakeholder engagement in biodiversity conservation, *Biological Conservation*, 209: 159-171. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.008>
- Stöckli, V.; Wipf, S.; Nilsson, C.; Rixen, C. (2012). Using historical plant surveys to track biodiversity on mountain summits. *Plant Ecology & Diversity*, 4, 1-11. <https://doi.org/10.1080/17550874.2011.651504>
- Sutherland, W.J., C. Bennett, P.N.M. Brotherton, H.M. Butterworth, M.N. Clout, I.M. Côté, J. Dinsdale, N. Esmail, E. Fleishman, K.J. Gaston, J.E. Herbert-Read, A. Hughes, H. Kaartokallio, X. Le Roux, F.A. Lickorish, W. Matcham, N. Noor, J.E. Palardy, J.W. Pearce-Higgins, L.S. Peck, N. Pettorelli, J. Pretty, R. Scobey, M.D. Spalding, F.H. Tonneijck, N. Tubbs, J.E.M. Watson, J.E. Wentworth, J.D. Wilson, A. Thornton (2023) A global biological conservation horizon scan of issues for 2023, *Trends in Ecology & Evolution*, Volume 38, Issue 1, 96-107. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2022.10.005>
- Sutherland WJ, Dicks LV, Everard M, Geneletti D. (2018) Qualitative methods for ecologists and conservation scientists. *Methods Ecol. Evol.* 9:7–9. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12956>
- Sztompka, P. (1999). *Trust: A Sociological Theory*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Taiwo, S., B. Akwasi, I. Haouas and F.V. Bekun (2021) “Re-examining the roles of economic globalization and natural resources consequences on environmental degradation in E7 economies: Are human capital and urbanization essential components?”, *Resources Policy*, 74: 102435
- Therborn, G. (2013) *The Killing Fields of Inequality*, Polity Press, Cambridge.
- Tocqueville, A. (2018) *La democracia en América*, Trotta, Madrid.
- Toivonen, T., Heikinheimo, V., Fink, C., Hausmann, A., Hiippala, T., Järv, O., Tenkanen, H., & di Minin, E. (2019). Social media data for conservation science: A methodological overview. *In Biological Conservation* 233, 298–315
- Tormo-Molina, R., Silva-Palacios, I., Muñoz-Rodríguez, A.F., Muñoz, J.T., Corchero, A.M. (2001). Environmental factors affecting airborne pollen concentration in anemophilous species of *Plantago*. *Ann. Bot.* 87, 1-8.
- Tremblay, M. F.; Bergeron, Y.; Lalonde, D.; Mauffette, Y. (2002). The potential effects of sexual reproduction and seedling recruitment on the maintenance of red maple (*Acer rubrum* L.) populations at the northern limit of the species range. *Journal of Biogeography*, 29, 365–373.
- Trinidad, A. (2010) “La evaluación participativa en la Nueva Gestión Pública”, *Revista Internacional de Organizaciones*, 5: 75-107
- Tripathi, R. S.; Khan, M. L. (1990). Effects of seed weight and microsite characteristics on germination and seedling fitness in two species of *Quercus* in a subtropical Wet Hill Forest. *Oikos*, 57(3), 289–296.
- Troxler, T.G., A.C. Clement, Y. Arditi-Rocha, G. Beesing, M. Bhat, J. Bolson, C. Cabán-Alemán, K. Castillo, O. Collins, M. Cruz, A. Dodd, S.D. Evans, A.L. Fleming, C. Genatios, J. Gilbert, A. Hernandez, C. Holder, M. Ilcheva, E. Kelly, A. Leon, J. Lombard, K. J. Mach, D. Moanga, J.F. Murley, A. Knowles, J. Obeysekera, L. Parra, J. Posner, A. Sarwat, R. Silverstein, J.A. Stuart, M. C. Sukop, S. Wdowinski and E. Wheaton (2021) A System for Resilience Learning: Developing a Community-Driven, Multi-Sector Research Approach for Greater Preparedness and Resilience to Long-Term Climate Stressors

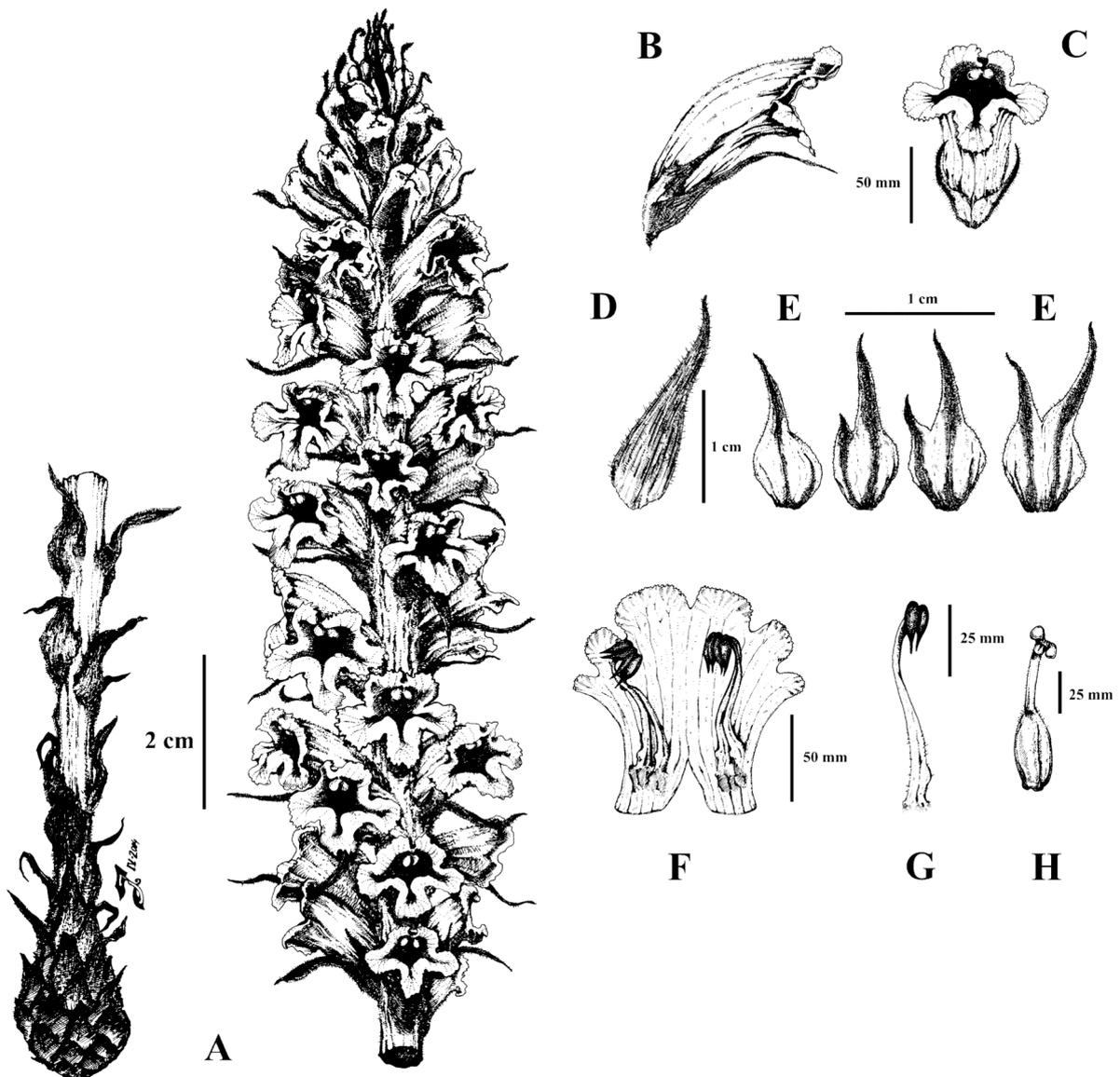


- and Extreme Events in the Miami Metropolitan Region, *Journal Extreme Events*, Vol. 8, No. 2 (2021) 2150019
- Ugolini, F., L. Massetti, P. Calaza-Martínez, P. Cariñanos, C. Dobbs, S. Krajter Ostoić, A.M. Marin, D. Pearlmutter, H. Saaroni, I. Šaulienė, M. Simoneti, A. Verlič, D. Vuletić y G. Sanesi (2020) System services as well as beneficial effects on physical and mental health, *Urban Forestry & Urban Greening*, Vol. 56, 126888, <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126888>
- United National Environment Programme (2020). Covid-19, the Environment, and Food Systems: Contain, Cope, and Rebuild Better. Geneva.
- Vázquez-Ramírez, J.; Venn, S. E. (2021). Seeds and seedlings in a changing world: A systematic review and meta-analysis from high altitude and high latitude ecosystems. *Plants*, 10(4), 768. <https://doi.org/10.3390/plants10040768>
- Vilagrosa, A.; Cortina, J.; Gil-Pelegrín, E.; Bellot, J. (2003). Suitability of drought-preconditioning techniques in Mediterranean climate. *Restoration Ecology*, 11, 208-216
- Vivanco, M. (2005). Muestreo estadístico. Diseño y aplicaciones. Editorial Universitaria.
- Von Storch, H., Navarra, A. (1999). *Analysis of Climate Variability. Applications of Statistical Techniques*. 2 edition. Springer. Berlin.
- Wahren, C. H.; Walker, M. D.; Bret-Harte, M. S. (2005). Vegetation responses in Alaskan arctic tundra after 8 years of a summer warming and winter snow manipulation experiment. *Global Change Biology*, 5, 537-552. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00927.x>
- Walther, G. R.; Beißner, S.; Burga, C. A. (2005). Trends in the upward shift of alpine plants. *Journal of Vegetation Science*, 16, 541-548. [https://doi.org/10.1658/1100-9233\(2005\)16\[541:TITUSO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1658/1100-9233(2005)16[541:TITUSO]2.0.CO;2)
- Walther, G. R.; Post, E.; Convey, P.; Menzel, A.; Parmesan, C.; Beebee, T. J. C.; et al. (2002). Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416, 389-395. <https://doi.org/10.1038/416389a>
- Walther G-R, Beißner S, Burga CA. (2005). Trends in the upward shift of alpine plants. *Journal of Vegetation Science* 16:541-548.
- Webb, D.A. (1980) *Narcissus*. In: Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Moore, D.M., Valentine, D.H., Walters, S.M. & Webb, D.A. (Eds.) *Flora europaea*, vol. 5. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 78–84.
- Whiteley, P. F. (2000). Economic Growth and Social Capital. *Political Studies*, 48(3), 443-466. <https://doi.org/10.1111/1467-9248.00269>
- Whyte, R.O., Moir, T.R.G., Cooper, J.P. (1959). Grasses in agriculture. *FAO Agricultural studies*, 42. Rome.
- Wiertz, D.; De Graaf, N.D. (2022). The climate crisis: what sociology can contribute. In *Handbook of Sociological Science: Contributions to Rigorous Sociology*, Gêrxhani, K. de Graaf N.D., Raub W., Eds.; Edward Elgar: Northampton, USA; pp. 475-493. <http://dx.doi.org/10.4337/9781789909432>
- Williams, B. K. (2011) "Adaptive management of natural resources-framework and issues", *Journal of Environmental Management*, 92(5): 1346–1353. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.10.041>
- Williams, B. K. (2011). Adaptive management of natural resources-framework and issues. *Journal of Environmental Management*, 92(5), 1346–1353. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.10.041>
- Willkomm, H. M. (1896). Grundzüge der Pflanzenverbreitung auf der Iberischen Halbinsel. In Engler, A.; Drude, O., Eds. *Die vegetation der Erde*; Leipzig, Germany.
- Wilson, E.O. (ed.) (1988) Biodiversity, DC: National Academic Press. Washington doi:10.17226/989
- Wipf, S.; Rixen, C. (2010). A review of snow manipulation experiments in Arctic and alpine tundra ecosystems. *Polar Research*, 29, 95-109. <https://doi.org/10.1111/j.1751-8369.2010.00153.x>
- Wookey, P. A.; Robinson, C. H.; Parsons, A. N.; Welker, J. M.; Press, M. C.; Callaghan, T. v.; Lee, J. A. (1995). Environmental constraints on the growth, photosynthesis and reproductive development of *Dryas octopetala* at a high Arctic polar semi-desert, Svalbard. *Oecologia*, 102(4), 478–489
- Woolcock, M. (1998). Social Capital and Economic Development: Toward a Theoretical Synthesis and Policy Framework. *Theory and Society* 27 (2), 151-208
- World Bank (2021) The changing wealth of nations 2021: managing assets for the future. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1590-4>
- Zamora, R., Pérez-Luque, A.J., Bonet, F.J., Barea-Azcón, J.M., Aspizua, R., (Eds.) (2016). Global change impacts in Sierra Nevada: challenges for conservation. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía, Granada.
- Ziello, C., Sparks, T. H., Estrella, N., Belmonte, J., Bergmann, K. C., Bucher, E., Brighetti, M.A., Damialis, A., Detandt, M., Galán, C., Gehrig, R., Grewling, L., Gutiérrez-Bustillo, A.M., Margrét Hallsdóttir, M., Kockhans-Bieda, M.C., De Linares, C., Myszkowska, D., Páldy, A., Sánchez, A., Smith, M., Thibaudon, M., Travaglini, A., Uruska, A., Valencia-Barrera, R.M., Vokou, D., Wachter, R., de Weger, L.A., Menzel, A., (2012). Changes to airborne pollen counts across Europe. *PLOS One*, 7, e34076. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0034076>.



## AVANCES EN LA GESTIÓN INTEGRAL DE FLORA EN MONTAÑA MEDITERRÁNEA

- Zimmermann, N.E., Kienast, F. (1999). Predictive mapping of alpine grasslands in Switzerland: Species versus community approach. *J. Veg. Sci.* 10, 469-482.
- Zipperer, W.C., Morse, W.F. and Gaither, C.J. (2011) "Linking Social and Ecological Systems", in J. Niemelä, Breuste, J.H., Elmqvist, T., Guntenspergen, G., James, P. and McIntyre, N.E. (eds.), *Urban Ecology: Patterns, Processes, and Applications*, Cambridge: Cambridge Univ. Press, pp. 298-308. <http://dx.doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199563562.003.0035>
- Zonneveld, B.J.M. (2008) The systematic value of nuclear DNA content for all species of *Narcissus* L. (Amaryllidaceae). *Plant Systematics and Evolution* 275: 109–132.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Smith, G.M. (2007). *Analysing ecological data*. Springer, New York.



*Orobanche icterica*