

A photograph of a dense forest with tall, thin trees and a path leading through them. The trees have light-colored bark and green foliage. The ground is covered in brown leaves and a path leads into the distance.

CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

**XI CONGRESO ESPAÑOL
I CONGRESO IBEROAMERICANO DE BIOGEOGRAFÍA
SANTANDER (CANTABRIA), JUNIO DE 2020**

V. Carracedo, J. C. García-Codron, C. Garmendia, V. Rivas (edit.)

CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

**XI CONGRESO ESPAÑOL
I CONGRESO IBEROAMERICANO
DE BIOGEOGRAFÍA**

Santander (España), 22-25 de junio 2020

EDITORES

**VIRGINIA CARRACEDO
JUAN CARLOS GARCÍA-CODRON
CAROLINA GARMENDIA
VICTORIA RIVAS**

**Departamento de Geografía, Urbanismo y Ordenación del Territorio
Universidad de Cantabria**

Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía / Santander (Cantabria), 22-25 junio de 2020 / Editores: Virginia Carracedo, Juan Carlos García-Codron, Carolina Garmendia, Victoria Rivas / 700 páginas / ISBN 978-84-09-21838-7

Con el fin de garantizar su calidad, todas las comunicaciones que se publican en este volumen han sido objeto de una evaluación por pares a cargo de dos, o en caso de discordancia tres, miembros del Comité Científico.

COORDINACIÓN

Virginia CARRACEDO MARTÍN
Juan Carlos GARCÍA CODRON

COMITÉ ORGANIZADOR

Virginia CARRACEDO MARTÍN
Juan Carlos GARCÍA CODRON
Concepción DIEGO LIAÑO
Carolina GARMENDIA PEDRAJA
Susana PACHECO IBARS
Sebastián PÉREZ DÍAZ
Domingo Fernando RASILLA ÁLVAREZ
Victoria RIVAS MANTECÓN
Sara RODRÍGUEZ COTERÓN

COMITÉ CIENTÍFICO

Jonatan ARIAS GARCÍA; María Eugenia AROZENA CONCEPCIÓN; Rosalía BEJARANO PALMA; Rafael CÁMARA ARTIGAS; Virginia CARRACEDO MARTÍN; Raquel CUNILL ARTIGAS; Casildo FERRERAS CHASCO; Concepción FIDALGO HIJANO; Juan Javier GARCÍA-ABAD ALONSO; Juan Carlos GARCÍA CODRON; José GÓMEZ ZOTANO; Neus LA ROCA CERVIGÓN; Emilio LAGUNA LUMBRERAS; Roxana LEBUY CASTILLO; Luis Alberto LONGARES ALADREN; Pedro José LOZANO VALENCIA; Guillermo MEAZA RODRÍGUEZ; Ascensión PADILLA BLANCO; Josep María PANAREDA CLOPÉS; Albert PÈLACHS MAÑOSA; Sebastián PÉREZ DÍAZ; Ramón PÉREZ OBIOL; Josep PINTÓ FUSALBA; Víctor QUINTANILLA; Domingo RASILLA ÁLVAREZ; Raimundo REAL GIMÉNEZ; Montserrat SALVÀ CATARINEU; Joan Manuel SORIANO LÓPEZ; Raquel VARELA ONA

© Los Editores.

© De la fotografía de portada: Juan Carlos García Codron

© De los textos, figuras, tablas, mapas y fotografías: sus autores.

I.S.B.N.: 978-84-09-21838-7

Depósito Legal: de acuerdo con Real Decreto 635/2015, de 10 de julio, por el que se regula el depósito legal de las publicaciones en línea, número no asignado.

Fotografía de portada: hayedo de Moroso (Valderredible- Cantabria)



**XI Congreso Español y
I Congreso Iberoamericano
de Biogeografía**

**Santander (Cantabria)
22-25 junio 2020**

Conservación, gestión y restauración de la biodiversidad

EDITORES

**VIRGINIA CARRACEDO
JUAN CARLOS GARCÍA-CODRON
CAROLINA GARMENDIA
VICTORIA RIVAS**



Grupo de Estudio y Gestión del Medio Natural



Asociación de
Geógrafos Españoles



Grupo de Geografía
Física de la AGE



Sociedad Iberoamericana
de BioGeografía



Universidad de
Cantabria



Departamento de
Geografía,
Urbanismo y
Ordenación del
Territorio (UC)

ÍNDICE

Presentación

7

Eje temático I

Metodología y herramientas del trabajo biogeográfico

Utilización de la Biogeografía y Bioclimatología para la delimitación de los hábitats de especies en peligro. El caso de la alondra ricotí (<i>Chersophilus duponti</i>) Aguirre, J.L.; Talabante, C.; Aparicio, A.; Larrán, A.; Peinado, M.	13
Clima y viticultura del Rioja Aransay González, R.; Rasilla Álvarez, D.F.	21
Aproximación pedoantracológica a la Sierra del Aramo (Macizo Central Asturiano) Beato, S.; Poblete, M.A.; Marino, J.L.; Cunill, R.	31
La Biogeografía como herramienta para el estudio de las plantas del antiguo Egipto: la planta <i>itrw</i> y la expresión <i>sft gšī</i> Boccio, M.	41
Modelización predictiva de las especies forestales del alto Pirineo Bueno Herrero, C.; Nunes Alonso, J.	49
Valoración y evaluación biogeográfica de la Caatinga de Pai Mateus (estado de Paraíba, Brasil) a través del método LANBIOEVA (Landscape Biogeographic Evaluation) Díaz Sanz, M.C.; Lozano Valencia, P.J.; Meaza Rodríguez, G.	61
¿Hay riesgo de establecimiento de encefalitis japonesa en Europa? García-Carrasco, J.M.; Aliaga-Samanez, A.; Olivero, J.; Román Muñoz, A.; Santos, E.; Real, R.	73
La presencia de lobo ibérico en ambientes humanizados a través del estudio de los daños a la ganadería y los indicios de su presencia González-Díaz, B.; Ruiz-Fernández, J.; García-Hernández, C.; González-Díaz, J.A.	83
La presencia del lobo ibérico (<i>Canis lupus signatus</i>) en ambientes humanizados a través de la técnica del fototrampeo González-Díaz, B.; Ruiz-Fernández, J.; García-Hernández, C.; González-Díaz, J.A.	93
La 'Semana de la Biodiversidad' de la Comunidad Valenciana y su aportación al conocimiento de la distribución de especies Laguna Lumbreras, E.; Fos Martín, S.; Ranz Ayuso, J.; Ten Fabuel, N.; Jiménez Pérez, J.	103
Biogeografía y la distribución de especies como herramienta para la conservación de las serpientes venenosas de Zacatecas, México: ecología, etnobiología y panorama epidemiológico Lara Galván, J.L.; Márcia Barbosa, A.; Martínez Montoya, J.F.; Montesinos San Martín, M.; Herrero Otero, X.; Sigala Rodríguez, J.J.; Serrano Hernández, A.; Esparza Estrada, C.E.	113

Información ambiental detallada y aplicaciones cartográficas en el proceso de conservación y restauración del hábitat de una especie amenazada: <i>Helianthemum caput-felis</i> Boiss Marco Molina, J.A.; Giménez Font, P.; Padilla Blanco, A.; Sánchez Pardo, A.	123
El espectro ecogeográfico como herramienta de diagnóstico en el entorno de la vía férrea Alacant-Dénia / Dénia-Alacant Marco Molina, J.A.; Ríos Ruiz, S.; Giménez Font, P.; Padilla Blanco, A.; Martínez Francés, V.; Sánchez Pardo, A.	133
¿Qué deparará el cambio climático a nuestra fauna de distribución eurosiberiana? El caso de la marta (<i>Martes martes</i>) en la península ibérica Martín-Taboada, A.; Chamorro, D.; Real, R.; Díaz-Ruiz, F.	145
Favorabilidad y lógica difusa como herramientas para el análisis biogeográfico de las interacciones competitivas entre especies Martín-Taboada, A.; Romero, D.; Aliaga-Samanez, A.; Chamorro, D.; Díaz-Ruiz, F.; Muñoz, A.R.; García-Carrasco, J.M.; Márquez, A.L.; Olivero, J.; Martínez-Freiría, F.; Vermeer, J.; Real, R.	155
El mapa de la flora protegida de la Comunitat Valenciana (España) Navarro Peris, A.; Pérez Rovira, P.; Oltra Benavent, J.E.; Pérez Botella, J.; Sebastián de la Cruz, A.; Peña Bretón, C.; Fos Martín, S.; Carchano Jordá, R.; Laguna Lumbreras, E.	165
Relaciones bioclimáticas y biogeográficas de la vegetación potencial a lo largo de un doble macrotrsecto costa a costa por el centro de Estados Unidos Peinado Lorca, M.; Aparicio Valenciano, A.; Aguirre Martínez, J.L.; Delgadillo Rodríguez, J.	173
Áreas refugio pleistocenas y expansión postglacial de <i>Abies alba</i> en los Pirineos ibéricos: polen y genética Pèlachs, A.; Scotti-Saintagne, C.; Fady, B.; Pérez-Obiol, R.; Nadal, J.; Camarero, J.; Carracedo, V.; Cunill, R.; García-Amorena, I.; García-Codron, J.C.; Molina, D.; Pérez-Haase, A.; Sánchez Morales, M.; Soriano, J.M.	183
Calibración de la lluvia polínica moderna en distintas formaciones vegetales de la vertiente norte de la Cordillera Cantábrica Sánchez Morales, M.; Pérez-Obiol, R.; Carracedo-Martín, V.; García-Codron, J.C.; Rodríguez-Coterón, S.; Nadal, J.; Soriano, J.M.; Pèlachs, A.	191
Metodología para la detección y evaluación de áreas de conflicto entre enclaves con actividades deportivas de escalada y puntos de reproducción de aves rupícolas catalogadas en Aragón Solsona González, R.; Longares Aladrén, L.A.; Royo Navascués, M.	203
El estudio de los aludes a través del análisis dendrológico en las Canales de Liordes y del Mediodía (Fuente Dé, Cantabria) Traspuesto González, A.	213

Eje temático II

Experiencias de gestión y conservación del medio biótico

Análisis del patrimonio natural y cultural del pantano de Elda (Alicante, España) Amorós Muela, A.; Prieto Cerdán, A.; Padilla Blanco, A.	225
Proyecto para la conservación de los hábitats y de las aves acuáticas en el LIC y ZEPA Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar (LIFE-SALINAS) Ballesteros, G.; Fernández, J.; Belmonte, F.; Ibarra, D.	235
La biodiversidad de las sabanas del Parque Nacional de Arly (Burkina Faso) y su manejo con fuego Cámara Artigas, R.; Yembodao Georges, N.	245
¿Qué nos puede aportar el análisis de la distribución histórica del Ibis Eremita para su introducción en Andalucía? Chamorro, D.; Benítez-Barrios, I.; Real, R.; Muñoz, A.R.	255
Biogeografía del veneno: la crisis de conservación asociada al control de depredadores en España Chamorro, D.; Márquez, C.; Sierra, J.C.; Real, R.; Muñoz, A.R.	265
Caracterización de la comunidad de aves acuáticas estival de los lagos volcánicos de Italia: implicaciones para su conservación Gosálvez Rey, R.U.; Iniesta Castillo, P.; Morales Pérez, M.; González Cárdenas, E.	275
Distribución potencial del quebrantahuesos en Euskal Herria. Determinación de la idoneidad del territorio Jauregi, M.; Lozano, P.J.	285
25 años de experiencia en las Microrreservas de flora de la Comunidad Valenciana Laguna Lumbreras, E.; Fos Martín, S.; Oltra Benavent, J.E.; Pérez Botella, J.P.; Pérez Rovira, P.; Jiménez Pérez, J.	297
Diagnóstico y propuestas de gestión del paisaje de setos vivos del Monte Santiagomendi (Astigarraga-Gipuzkoa) Lozano, P.J.; Latasa, I.; Varela, R.; Lozano, A.; Yanguas, A.; Meaza, G.	307
Hábitats arbustivos de interés comunitario en la Sierra del Aramo (Macizo Central Asturiano) Poblete, M.A.; Beato, S.; Marino, J.L.	319
Fortalecimiento de una cultura científica biogeográfica inclusiva en la comunidad educativa de una escuela rural, en torno a la Reserva de la Biosfera La Campana-Peñuelas Rodríguez Díaz, P.; Lebuy Castillo, R.; Heinz Álvarez, S.; Wilkomirsky Uribe, M.	329
Red Ibérica para la Transferencia de Conocimiento y la Innovación en la Dehesa y el Montado. Retroalimentando la Biogeografía cultural de dehesas y montados Rodríguez Pérez, E.B.; Fernández Calvache, M.	339

Eje temático III

Biodiversidad en los entornos humanizados

Los núcleos urbanos, áreas preferentes de expansión de especies exóticas invasoras. El caso de <i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle Corral Ribera, M.	349
Presencia del chorlito patinegro (<i>Charadrius alexandrinus</i>) en las playas de la Bahía de Pals (Costa Brava, Cataluña) García-Lozano, C.; Roig-Munar, F.X.; Pintó, J.; Ramos López, S.; Martí Aledo, J.	359
Evolución de la agrobiodiversidad y cambios en el paisaje en un espacio de montaña: la Reserva de la Biosfera de Redes (Asturias, NO de España) González Díaz, J.A.; González Díaz, B.; García, R.R.	369
Situación y distribución potencial del águila real (<i>Aquila chrysaetos</i>) en el oeste de Álava (País Vasco) Murua, P.; Lozano, P.J.	381
Cambios recientes en la flora del sector central de la Cordillera Litoral Catalana (Barcelona) Panareda, J.M.	393
Biogeografía de la modelación como prevención a la invasión biológica: rana toro (<i>Lithobates catesbeianus</i>) y acacia de tres espinas (<i>Gleditsia triacanthos</i>) en Uruguay Romero, D.; Sosa, B.; Martín-Taboada, A.; Guerrero, J.C.	403
Las incursiones del jabalí (<i>Sus scrofa</i>) en las ciudades españolas. Una aproximación a su distribución espacio-temporal a partir de los medios de comunicación online Serrano-Montes, J.L.; Páez Galiano, J.	413

Eje temático IV

Evolución del paisaje: paleoambientes y dinámicas actuales

Dinámica de los bosques de Sierra Nevada (sur de la Península Ibérica) a lo largo del Holoceno reciente Abel-Schaad, D.; Alba-Sánchez, F.; Pérez-Díaz, S.; Sabariego-Ruiz, S.; Luelmo-Lautenschlaeger, R.; González-Hernández, A.; López-Sáez, J.A.	427
Contribución al conocimiento geográfico y ecológico de <i>Adenocarpus viscosus</i> ssp <i>viscosus</i> en el Parque Nacional del Teide (Tenerife, I. Canarias) Arozena, M.E.; Martín Febles, V.M.	439
¿Es <i>Laurus novocanariensis</i> una especie indicadora de juventud en la laurisilva canaria? Arozena, M.E.; Panareda, J.M.; Martín Febles, V.M.	449
Los pastizales altimontanos y subalpinos de los Puertos del Aramo (Asturias) Beato, S.; Marino, J.L.; Poblete, M.A.; Rodríguez J.M.	459
Bosques maduros y formaciones arbustivas singulares de la Región de Murcia Carrillo López, A.F.; Almagro, L.; Miras, E.B.; Cánovas, L.; Ruiz, A.; Díaz, R.	469

Evolución holocena de los bosques del Sistema Litoral al Pre-Pirineo catalán y su relación con la paleodistribución del Abeto (<i>Abies alba</i>) Cunill Artigas, R.; Pèlach Mañosa, A.; Soriano López, J.M.; Nadal Tera, J.; Sánchez Morales, M.	479
¿Por qué le llaman la Fuente del Abetal si está rodeada de pinos? Estudio multidisciplinar de la evolución forestal del macizo del Catllaràs (Berguedà, Catalunya) Cunill Artigas, R.; Sánchez Morales, M.; Nadal Tera, J.	489
Dinámica actual y amenazas en la Microrreserva de los Bonales de Puebla de Don Rodrigo (Ciudad Real) Fidalgo, C.; González, J.A.; Corral, M.; García, R.; Arteaga, C.	497
Metodología para la estimación de los cambios de la superficie inculta (<i>saltus-silva</i>) durante el siglo XVIII en la provincia de Alicante Giménez, P.; Marco, J.A.; Padilla, A.; Sánchez, A.; Ramón, A.; Zaragoza, B.	507
La interacción biológica como posible desencadenante en la extinción local de <i>Cedrus atlantica</i> (Endl.) Carrière en la Península Ibérica: análisis de la superposición de nicho con <i>Pinus nigra</i> Arnold González Hernández, A.; Peñas de Giles, J.; Nieto Lugilde, D.; Alba Sánchez, F.	515
Medio siglo de regeneración vegetal en el supramediterráneo de la Sierra de Gúdar (Virgen de la Vega, Alcalá de la Selva, Teruel) La Roca, N.; Lozano, P.J.; Lozano, A.	525
Estudio evolutivo del paisaje mediterráneo de la Reserva de la Biosfera La Campana-Peñuelas Lebuy Castillo, R.; Rodríguez, P.	537
Situación y patrones de ocupación de la población de avutarda común (<i>Otis tarda</i>) en el noroeste de la provincia de Teruel Longares Aladrén, L.A.; Rabanaque Yuste, M.P.; Royo Navascués, M.	547
Cambios a largo plazo en la diversidad de un humedal alterado: la comunidad de aves acuáticas del parque nacional de las Tablas de Daimiel López de la Nieta González de la Aleja, D.; Gosálvez Rey, R.U.; Florín Beltrán, M.	557
Contribución paleoambiental a la sectorización biogeográfica de la Sierra de Gredos (Ávila, Sistema Central): el Subsector Paramero-Serrotense como caso de estudio López-Sáez, J.A.; Sánchez-Mata, D.; Alba-Sánchez, F.; Luelmo-Lautenschlaeger, R.; Gavilán, R.G.; Pérez-Díaz, S.; Abel-Schaad, D.	569
Valoración biogeográfica de los robledales relictos de <i>Quercus petraea</i> del País Vasco y Navarra Lozano, P.J.; Varela, R.; Lozano, A.; Meaza, G.	579
Paisajes relictos en los Montes de Toledo (España). Los humedales como refugio Luelmo Lautenschlaeger, R.; Pérez Díaz, S.; López Sáez, J.A.	591
Nuevos datos sobre la composición de los bosques del Parque Natural Sierra de Las Nieves (Serranía de Ronda, España) durante el Holoceno, a partir del análisis pedoantracológico Olmedo Cobo, J.A.; Pardo Martínez, R.; Gómez Zotano, J.	601
Perturbaciones naturales generadoras de diversidad: procesos de ladera y comunidades vegetales en la Sierra de Entzia (País Vasco) Ormaetxea, O.; Díaz, E.; Sáenz de Olazagoitia, A.	613
La pedoantracología como fuente para la reconstrucción paleobiogeográfica de los abetales en la Serranía de Ronda: resultados preliminares Pardo-Martínez, R.; Olmedo-Cobo, J.A.; Gómez-Zotano, J.	621



Taxonomía, corología y dinámica del matorral de enebro rastrero en dos localidades extremas: los macizos de Trevinca (Galicia/León) y del Montseny (Cataluña) Paül, V.; Panareda, J.M.; Gómez Pazo, A.	631
Paisajes de montaña del Parque Natural de Aizkorri-Aratz (País Vasco). Evolución paleobiogeográfica durante el Holoceno Pérez Díaz, S.; López Sáez, A.; Luelmo Lautenschlaeger, R.	641
La cubierta vegetal y los aludes en las montañas medias del Macizo Central Asturiano (Montaña Cantábrica): la dinámica bionival Poblete, M.A.; Beato, S.; Marino, J.L.	651
Los cambios en el paisaje del Valle de Soba (Cantabria): del aprovechamiento tradicional del monte a la conservación de la naturaleza Regil Trueba, C.	661
Primeros avances del estudio paleoambiental de la turbera del Cueto de La Espina (Cantabria). El paisaje del fuego a lo largo de 5800 años de historia Rodríguez-Coterón, S.; Pérez-Obiol, R.; Carracedo-Martín, V.; García-Codron, J.C.; Sánchez Morales, M.; Nadal, J.; Soriano, J.M.; Pèlachs, A.	671
Los jaspes de la Faja Pirítica Ibérica: islas de biodiversidad vegetal Rodríguez Estévez, F.; Hidalgo, P.J.; Moreno, C.	681
Distribución altitudinal de coníferas en bosques comunitarios en la Sierra Juárez (Oaxaca, México) Trejo, I.	693

PRESENTACIÓN

Este volumen contiene las comunicaciones que han sido aceptadas para su presentación en el XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía que, de acuerdo con la secuencia bienal establecida para estas reuniones, debería haberse celebrado en Santander en junio de 2020.

Han transcurrido ya dos décadas desde que tuvo lugar en Vall de Nuria el primer Congreso Español de Biogeografía organizado por las universidades de Barcelona y Girona y coordinado por J. M. Panareda y J. Pintó. Sin embargo, y pese al tiempo transcurrido, todos los que participamos en ese primer encuentro en septiembre del año 2000 guardamos un recuerdo muy fresco de aquellas jornadas, de las presentaciones y debates en la sala de reuniones, del trabajo de campo en unos escenarios magníficos dominados por el Puigmal y de las apasionadas discusiones que se entablaron en la cafetería o durante el descenso a Queralbs sobre la identidad de la Biogeografía, sus profesionales o sus reuniones científicas. Nuria constituye un hito que marcó un antes y un después, que cohesionó a la comunidad de biogeógrafos y que impulsó con fuerza la difusión de su labor.



Es cierto que para entonces la Biogeografía española ya había asentado sólidos cimientos gracias al magisterio y a la capacidad de arrastre de los que hoy consideramos como nuestros maestros, las Jornadas de Campo se habían ido sucediendo e institucionalizando, la disciplina había encontrado su sitio en el currículo de las recién implantadas titulaciones de Geografía y las tesis y proyectos de investigación dedicados a la materia habían dejado de ser una rareza. Sin embargo, los biogeógrafos carecíamos de nuestros propios foros científicos especializados y teníamos que recurrir a las jornadas organizadas desde disciplinas afines, como la fitosociología, a encuentros de carácter más general, como los congresos de la AGE o diversos eventos dedicados al medioambiente o, incluso, cuando nos venían bien, a convocatorias realizadas fuera de nuestro país.

Por eso, la iniciativa de ese primer Congreso Español de Biogeografía llegó en un momento muy oportuno pero, además, cumplió su objetivo ya que, desde aquella convocatoria, los biogeógrafos tenemos una cita cada dos años, un punto de encuentro no sólo científico sino también humano entre colegas que compartimos nuestra pasión por la naturaleza y nuestra amistad.

Una relectura del relato en primera persona “*una mirada a la Biogeografía*” con el que José Manuel Rubio abría el volumen de actas del I Congreso Español de Biogeografía nos permite recordar, con cierta nostalgia, esos primeros balbuceos de nuestra disciplina mientras que su progresiva consolidación era analizada en el congreso siguiente, en la Gomera, por María Eugenia Arozena que dejaba escrito “*veinte años en el trayecto de una disciplina científica es muy poco tiempo. Es cierto. Por ello no es de extrañar, al contrario, creemos que es bueno admitirlo, que la Biogeografía se encuentra en una fase embrionaria. Pero también es verdad que, producto de esta corta trayectoria, hay ya un cierto conocimiento adquirido, que impulsa un progresivo esclarecimiento de objetivos de trabajo, de los modos de investigar que permiten lograrlos, de las técnicas que constituyen buenas herramientas del método; al mismo tiempo que una progresiva definición, o mejor precisión, de conceptos y de los términos correspondientes*”.

Puede que veinte años sean muy poco tiempo en el trayecto de una disciplina científica. Sin embargo, la Biogeografía despegó con brío y en ese plazo, el mismo que ha mediado entre las convocatorias de Nuria y la de Santander, esa fase embrionaria ha quedado muy atrás y la disciplina, que ha alcanzado su madurez, puede codearse sin complejos con cualquiera de las demás “grandes” de la Geografía. El mejor testimonio de esta progresión lo tenemos en los libros de actas de los congresos donde los principales rasgos de esa trayectoria han quedado perfectamente retratados en torno a cuatro grandes ideas:

1. Crecimiento del colectivo de biogeógrafos:

En los dos primeros congresos (Nuria y La Gomera) se defendieron un total de 72 comunicaciones mientras que en los dos últimos (Almagro y Santander) la cifra ascendió a 162 (a pesar de que ante la incertidumbre causada por la expansión del COVID19 un número significativo de autores preinscritos renunció a participar y no envió las versiones finales de sus trabajos).

2. Fuerte incremento de los trabajos hechos en grupo:

En los dos primeros congresos el 43% de las aportaciones (51% en el caso de Nuria) fueron firmadas por un único autor pero desde aquel momento esta cifra se ha ido reduciendo hasta quedar en un 15,5% en los dos últimos. Ello ha supuesto que de una media de 2,2 coautores por trabajo se haya pasado durante este tiempo a un promedio de 3,4. Gracias a ello, las comunicaciones que se recogen en el presente volumen son resultado del trabajo de 165 personas (que, además, en general, suelen participar en más de una aportación). Los datos anteriores evidencian que los biogeógrafos no sólo somos más, sino que hemos dejado de ser francotiradores más o menos obligados y hemos ido formando equipos, en muchos casos interuniversitarios y multidisciplinares, facilitando la integración de investigadores en formación y propiciando un aumento de la producción y de la ambición de los trabajos abordados -que ya se hacen casi siempre en el marco de proyectos financiados-.

3. Relativo mantenimiento de las grandes líneas de trabajo:

Contrariamente a lo que se podría suponer, el interés que concitan las grandes áreas temáticas (flora y vegetación, zoogeografía, procesos, paleoambientes, conservación, etc.) no ha variado porcentualmente de forma muy significativa. Entre las tendencias más marcadas se observa una ligera reducción de las aportaciones dedicadas a la vegetación y la fauna mientras que, a cambio, aumentan los trabajos en los que se abordan cuestiones metodológicas o didácticas (que pasan del 17% al 26%) y, sobre todo, los que se interesan por la aplicación (conservación, gestión, etc) que pasan del 14% en los dos primeros congresos al 23% en los dos últimos.



No obstante, un análisis en detalle demuestra que, dentro de cada una de estas líneas, se han ido produciendo derivas asociadas a la incorporación de nuevos paradigmas, lenguajes o herramientas y que los trabajos dedicados a los hábitats, paisajes, biodiversidad, cambio global, o modelización de procesos, por ejemplo, se han abierto camino a costa de los de carácter corológico, descriptivo o local. Del mismo modo, han aumentado las contribuciones que recurren a técnicas cuantitativas y se ha registrado una verdadera irrupción de las que se apoyan en los SIG o en las TIC, que estaban muy poco desarrolladas hace dos décadas.

4. Ampliación de los ámbitos territoriales de trabajo:

Por fin, en las comunicaciones de los congresos traspasamos cada vez más los límites de “nuestros” territorios naturales y se observa un progresivo incremento del número de trabajos realizados en otras regiones o países. Generalmente son el resultado de proyectos internacionales o compartidos por investigadores de varias autonomías o el producto de tesis doctorales realizadas por investigadores extranjeros que permanecen temporalmente en universidades españolas. Pero también encontramos comunicaciones preparadas *ex profeso* para ser presentadas en nuestros congresos por colegas de otros lugares más o menos distantes geográficamente.

La internacionalización de la biogeografía no se ha verificado sólo en sus congresos y, a medida que éstos se iban sucediendo, la participación en proyectos europeos se volvía cada vez más frecuente, se multiplicaban los contactos y grupos de trabajo internacionales y diversas actividades, como las Jornadas de Campo, empezaron a realizarse fuera de España en colaboración con otros colegas latinoamericanos o europeos. En este contexto, y con el propósito de estimular el desarrollo de esos vínculos y el intercambio de experiencias entre los biogeógrafos de ambos lados del Atlántico, en 2018 se creó la Sociedad Iberoamericana de Biogeografía cuyo primer congreso debería haberse celebrado en el momento de escribirse estas líneas junto al undécimo de los que se vienen realizando a través de la AGE.

Han pasado exactamente veinte años desde aquel primer encuentro de Vall de Nuria y la presente convocatoria doble, en la que se oficializa el hermanamiento entre los biogeógrafos ibéricos y latinoamericanos, reviste el carácter de una efeméride. Los coordinadores del XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía asumimos con entusiasmo el reto de organizar el evento y nos pusimos a trabajar desde el mismo momento en que se nos cedió el testigo en Almagro espoleados no sólo por el éxito y alto nivel de los anteriores sino, también, por el sentimiento de que se estaba dando paso a una nueva etapa y de que no podíamos defraudar la confianza que se depositaba en nosotros.

El lema elegido, “CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD” responde a la creciente visión aplicada y de compromiso con la sociedad que ha ido adoptando la Biogeografía sin por ello resultar excluyente frente a otras formas de orientar el trabajo dentro de ella. Pero también define la línea en la que los organizadores tenemos mayor experiencia y, por tanto, capacidad para ofrecer una propuesta solvente y de interés.

El compromiso de organizar el Congreso fue adquirido a título individual por las dos personas que firmamos estas páginas aunque rápidamente contó con un buen número de apoyos. Por eso, y dada la imposibilidad de hacerlo en la sala de trabajo ante todos los participantes, deseamos expresar nuestro agradecimiento a quienes han estado con nosotros dedicando horas de trabajo, aportando recursos o abriéndonos sus puertas -por mucho que algunas de estas ayudas no se pudieran



finalmente sustanciar al tenerse que cancelar el Congreso-. En particular, damos las gracias a las siguientes personas y entidades:

- Juntas directivas del Grupo de Geografía Física de la AGE y de la Sociedad Iberoamericana de Biogeografía por el asesoramiento, el apoyo económico y la ayuda prestada al gestionar los ingresos y devoluciones de las cuotas de inscripción.
- Departamento de Geografía, Urbanismo y Ordenación del Territorio por acoger la actividad y sufragar íntegramente los gastos de organización y de edición de materiales.
- Todos los miembros del Grupo de Investigación, “Estudio y Gestión del Medio Natural (GIMENA)” por aceptar formar parte del Comité Organizador y su disposición a asumir unas u otras tareas relacionadas con la organización o el desarrollo del Congreso.
- Miembros del Comité Científico por su generosa colaboración en el trabajo de evaluación. Gracias a ellos todas las comunicaciones publicadas han sido objeto de una lectura por pares con intervención de un tercer lector en caso de discordancia.
- La Universidad de Cantabria por la ayuda concedida a través de su Vicerrectorado de Investigación y del Servicio de Comunicación.
- Consejería de Desarrollo Rural, Ganadería, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente del Gobierno de Cantabria y a la Dirección del Parque Nacional de los Picos de Europa por ofrecer ayuda económica y acompañamiento durante la excursión postcongreso.
- Santander Convention Bureau por la oferta de material, descuentos y ofertas para los congresistas y por el acto de bienvenida que estaba previsto ofrecer.
- A todos los amigos que se comprometieron a participar en las excursiones para aportar sus conocimientos, explicar sus experiencias o transmitir las expectativas o actuaciones de sus asociaciones, organismos o ayuntamientos respectivos. Lamentablemente parte de las contribuciones previstas no han podido incluirse en las guías de las excursiones, pero agradecemos del mismo modo la participación prometida por todos.

Faltando algunos meses para la celebración de los congresos y cuando ya se estaban recibiendo las versiones definitivas de las comunicaciones se produjo la crisis sanitaria relacionada con la expansión de la COVID-19. Ante la incertidumbre generada por el confinamiento, la paralización de todas las actividades públicas y la imposibilidad de viajar durante un plazo indeterminado, se tomó la medida de cancelar la actividad presencial y devolver las cuotas de inscripción. No obstante, en reconocimiento al trabajo realizado por los congresistas, se ha realizado la publicación del libro de actas y de las guías de excursión en formato digital, única opción asumible sin incurrir en nuevos gastos. Carolina Garmendia y Victoria Rivas han realizado en condiciones difíciles la labor de revisión y edición definitivas de los originales y a ellas debemos el buen resultado final de este volumen.

Hemos invertido cientos de horas y mucha ilusión en la organización de los congresos y su cancelación nos ha causado una gran decepción. Por eso, el último y el más caluroso de los agradecimientos se lo debemos a todos y a cada uno de los participantes por otorgarnos su confianza cuando todo iba bien, pero también por los mensajes de apoyo y de cariño que nos han hecho llegar cuando la situación ha empezado a ir menos bien. ¡Muchas gracias a todos y hasta muy pronto porque esto no se detiene y enseguida volveremos a estar juntos!

Virginia CARRACEDO MARTÍN y Juan Carlos GARCÍA CODRON
Junio de 2020

EJE TEMÁTICO I

Metodología y herramientas del trabajo biogeográfico

UTILIZACIÓN DE LA BIOGEOGRAFÍA Y BIOCLIMATOLOGÍA PARA LA DELIMITACIÓN DE LOS HÁBITATS DE ESPECIES EN PELIGRO. EL CASO DE LA ALONDRA RICOTÍ (*Chersophilus duponti*)

Juan Luis Aguirre¹, Carlos Talabante¹, Alejandro Aparicio¹, Alberto Larrán¹ y Manuel Peinado²

¹ Cátedra de Medio Ambiente. Facultad de Ciencias de la Vida. Universidad de Alcalá.

juanl.aguirre@uah.es

² Instituto Franklin de Estudios Norteamericanos. Universidad de Alcalá. manuel.peinado@uah.es

RESUMEN

La distribución de una especie puede entenderse mejor desde el punto de vista corológico mediante la delimitación de las unidades biogeográficas y bioclimatológicas donde habita. A través de un amplio inventario de los hábitats utilizados por la alondra ricotí (*Chersophilus duponti*) en España, único país europeo donde habita, se obtuvo la composición florística y estructural de todas las zonas utilizadas por la especie en Europa. Posteriormente, y a través de un SIG, y con la posición GPS de cada inventario, se asignó a cada uno de ellos la vegetación potencial de la zona, el piso bioclimático, el ombroclima y a partir del desarrollo de un modelo digital del terreno de cada zona, su pendiente y altitud.

Se describió desde un punto de vista fitosociológico, bioclimatológico y biogeográfico las principales variables biogeográficas y bioclimatológicas de todas las zonas que tienen, o han tenido recientemente, presencia conocida de la especie en España. Con ello se logró identificar las condiciones de los hábitats que utiliza la especie y las condiciones climáticas que requiere para su desarrollo.

Las conclusiones podrían ayudar a plantear en el futuro medidas concretas para la recuperación de sus poblaciones, ya que permitirán establecer los objetivos concretos de recuperación de hábitats de la especie por áreas, al aportar modelos fitosociológicos, estructurales y florísticos para cada unidad biogeográfica y bioclimatológica.

Palabras clave: Biogeografía, Bioclimatología, hábitat, *Chersophilus duponti*, alondra ricotí, distribución.

ABSTRACT

The use of biogeographic and bioclimatological units can be used to define the habitats used by endangered species. Through a large inventory of the habitats used by ricotí lark (*Chersophilus duponti*) in Europe, the floristic and structural composition of a representation of all areas used by the species in Europe was obtained. Subsequently and through a GIS, and with the GPS position of each inventory, each of them was assigned the potential vegetation of the area, according to the map of potential vegetation of Rivas Martínez, the bioclimatic belt, the ombroclimate, and from the development of a digital model of the terrain of each zone, its slope and altitude.

The main biogeographic and bioclimatological variables of all areas that have, or have recently had, known presence of the species were described from a phytosociological, bioclimatological and biogeographic point of view. With this it was possible to identify the

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Aguirre, J.L.; Talabante, C.; Aparicio, A.; Larrán, A.; Peinado, M. (2020). Utilización de la Biogeografía y Bioclimatología para la delimitación de los hábitats de especies en peligro. El caso de la alondra ricotí (*Chersophilus duponti*). Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 13-20.

conditions of the habitat that the species uses and the climatic conditions that it requires for its development.

The conclusions that are drawn could help to propose in the future concrete measures for the recovery of their populations, since they will allow. establish the specific objectives of recovery of habitats of the species by areas, since it can provide phytosociological, structural and floristic models for each biogeographic and bioclimatological unit, which can facilitate the management of its populations in the future.

Keywords: Biogeography, Bioclimatology, habitat, *Chersophilus duponti*, alondra ricotí, distribution.

1. INTRODUCCIÓN

Entre los grupos de aves esteparias que más han visto decrecer sus poblaciones en las últimas décadas se encuentran los miembros de la familia de los Alaudidae (Bota *et al.*, 2005). De hecho, se las considera el grupo de aves más amenazado de Europa (Burfield *et al.*, 2005).

Dentro de éstas, la alondra ricotí (*Chersophilus duponti*) es una de las aves más raras del Paleártico occidental, con poblaciones que oscilan entre 14.000 o 15.000 territorios (Suárez, 2010). Habita exclusivamente en España y el norte de África (en zonas bastante alejadas entre sí).

Se trata de una de las especies más desconocidas de toda Europa. Es una especie que prefiere alejarse corriendo por el suelo en vez de alzar el vuelo. Ese comportamiento, unido a su plumaje críptico y a una conducta muy esquiva, provoca que en transectos normales de fauna suela pasar desapercibida. De hecho, hasta la década de los años 80 no se confirmó su presencia reproductora en España (Suárez, 2010).

Hasta ahora la mención a los tipos de hábitats que ocupa esta especie estaban centrados en descripciones estructurales, con escasos análisis florísticos o sucesionales.

En este estudio se describen desde un punto de vista bioclimático y biogeográfico los hábitats donde está presente la alondra ricotí en España y se detallan las principales variables biogeográficas y bioclimatológicas de todas las zonas que tienen, o han tenido recientemente, presencia conocida de la especie.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

La zona de estudio abarca la distribución europea conocida de la especie, toda ella en España. Los puntos de muestreo fueron seleccionados a partir del último censo (Suárez y Garza, 2010), de las referencias históricas de presencia de la especie en España y de los nuevos censos y datos publicados en los últimos años. Cada zona fue analizada y revisada por fotografía aérea y se seleccionaron puntos de muestreo representativos de la vegetación del área. En caso de que una zona ocupada por la especie tuviera varias comunidades vegetales distintas se realizaron muestreos de cada comunidad.

Se hicieron 167 inventarios fitosociológicos de acuerdo a la metodología de Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1979), tomados tanto en zonas con presencia actual de la especie como en aquellas en las que se considera extinguida recientemente. La cobertura de plantas perennes fue estimada de acuerdo a la escala de Braun-Blanquet (1979) modificada por Peinado *et al.* (2011). Además, en cada uno de los puntos de inventario se tomaron los datos referentes a la altitud (m s.n.m.), orientación, pendiente del terreno (%) y pedregosidad (%).

Con la posición GPS de cada inventario se asignó a cada uno de ellos la vegetación potencial de la zona, según el mapa de vegetación potencial de Rivas Martínez, (1987) el piso bioclimático, el ombroclima, y a partir del desarrollo de un modelo digital del terreno de cada zona, su pendiente y altitud.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Distribución corológica

El mapa 1 muestra la distribución de la alondra ricotí, desde el punto de vista biogeográfico, en la Península Ibérica. Como primera conclusión se observa que no hay poblaciones de alondras ricotí en la región Eurosiberiana. Todas las poblaciones ibéricas se encuentran en la región Mediterránea.

Las poblaciones ibéricas se concentran principalmente en dos provincias biogeográficas: Mediterránea Ibérica Central y Mediterránea Ibérica Occidental (Mapa 1), siguiendo un eje que coincide con las montañas y las parameras del Sistema Ibérico y con la cuenca del valle del Ebro. Las poblaciones más occidentales se distribuyen en la subprovincia Mediterránea Ibérica Occidental en las zonas de los Arribes del Duero (Sector Berciano Sanabriense y Salmantino). A pesar la separación geográfica de estas poblaciones con las del Ibérico, la conexión entre ellas podría ser el Corredor de la Bureba, una vasta llanura limitada por altas montañas que conecta el valle del Ebro, tributario de la cuenca mediterránea, con el valle del Duero, tributario de la atlántica. En este corredor se sitúan las poblaciones humanas más antiguas de Europa (Aguirre *et al.*, 2016, Arsuaga *et al.*, 2014) y ha sido un lugar intensamente colonizado al menos desde la época romana, por lo que ahora está completamente transformado por las actividades agrícolas que, probablemente, fueron causa de extinción de las poblaciones originarias de ricotí interrumpiendo la posible conectividad entre las poblaciones oriental y occidental. De hecho, en estas zonas del sector Castellano Duriense, la intensa actividad agrícola ha provocado la desaparición de algunas de las poblaciones aisladas que habían subsistido hasta hace unos años (Aguirre *et al.*, 2016).

Las pequeñas poblaciones de las provincias Bética y Murciano-Almeriense constituyen sendas disyunciones en el conjunto de las poblaciones ibéricas. Ambas provincias tuvieron una conexión con el norte de África durante la crisis árida Messiniense, causa principal de que la flora y la fauna de las dos provincias presenten relaciones con las norteafricanas, incluyendo un número destacable de endemismos ibero-norteafricanos. Eso sugiere que las poblaciones ibéricas más meridionales de ricotí estarían más relacionadas con las del norte de África, mientras que el abrupto eje Paleozoico de Sierra Morena actuaría separando las poblaciones andaluzas de las del resto de la Península Ibérica (Aguirre *et al.*, 2017).

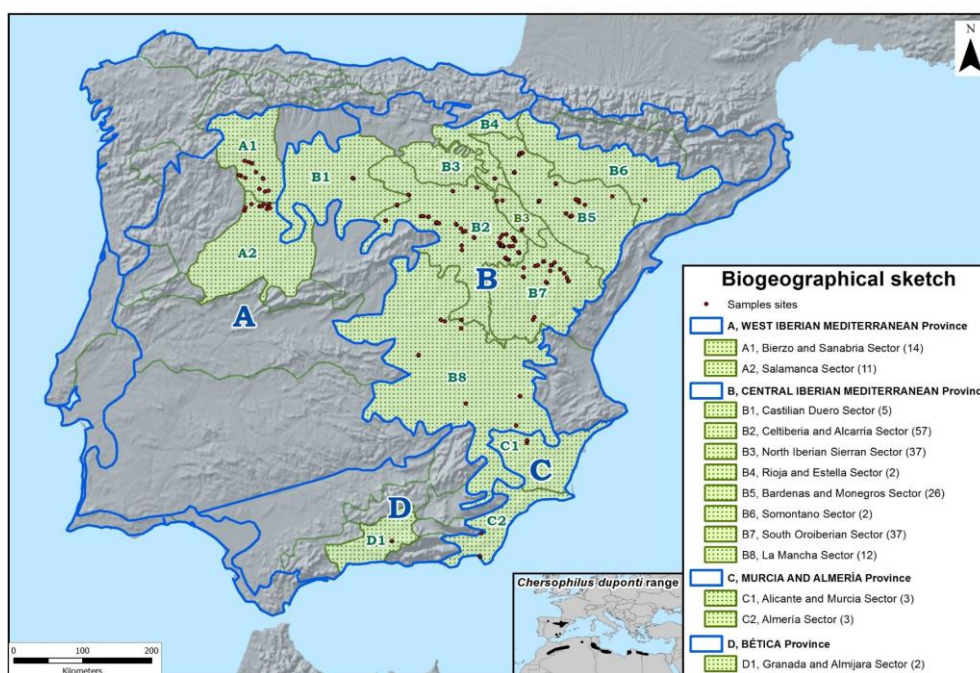
3.2. Caracterización bioclimática de los sectores de ocupación de la especie

El mapa 2 muestra los termotipos y ombrotipos para cada una de las zonas muestreadas. La tabla 1 resume las relaciones de la vegetación con termotipos y ombrotipos. En todos los puntos de muestreo, la precipitación (P) fue siempre inferior al doble de la temperatura media anual ($P < 2T$) durante el bimestre más cálido del año. Por definición, el macrobioclima Mediterráneo está caracterizado por, al menos, dos meses secos consecutivos durante el periodo cálido del año, y un mes es definido como seco si las precipitaciones son menores a dos veces su temperatura ($P < 2T$), medidas en mm y °C, respectivamente. Por lo tanto, las poblaciones ibéricas y norteafricanas de ricotí viven bajo condiciones de clima Mediterráneo, y de ahí

también la exclusión del ave de los territorios eurosiberianos ibérico-septentrionales, en los que en al menos un mes del verano se cumple que $P > 2T$.

Mapa 1. Esquema realizado a partir del mapa biogeográfico de Rivas-Martínez *et al.* (2017b) a nivel de sector

Fuente: Rivas-Martínez *et al.*, 2017b.



Los puntos rojos son las localidades inventariadas.

Las cifras entre paréntesis son el número de sitios muestreados en cada sector. Las zonas coloreadas en verde son los sectores biogeográficos en los que ha sido citada la alondra ricotí.

En lo que se refiere al conjunto de precipitaciones, aunque el rango de precipitación media anual en los puntos muestreados oscila entre los 284 y los 915 mm, la mayoría de ellos (90%) están dentro de los umbrales de 367 a 775 mm (Talabante, 2017). Atendiendo a los ombrotipos de la clasificación de Rivas-Martínez *et al.* (2011), 81 muestreos se incluyen en el ombrotipo subhúmedo (P: 431-775 mm; Índice ombrotérmico (Io): 3,6 a 6; Evapotranspiración media (EVPT): 629 mm), 69 en el seco (P: 367-556 mm; Io: 2-3,5; EVPT media: 754 mm), 15 en el semiárido (P: 384-369 mm; Io 1-2; EVPT media: 934 mm), y 2 en el húmedo (P: 915-898 mm; Io > 6; EVPT media: 655 mm).

El rango medio de la biotemperatura (Biot) es también muy amplio, pues fluctúa entre 19,3°C en los lugares más cálidos, a 9,5°C en los más fríos. No obstante, la mayoría de los lugares corresponden a regiones frías incluidas en los termotipos Supramediterráneo (73%; Biot: 11,1°C) y Mesomediterráneo (25,7%; Biot: 14°C). El termotipo Termomediterráneo (Biot: 19°C) solamente aparece en dos de los puntos de muestreo. Ambos puntos se encuentran en la provincia de Almería, en la localidad conocida como Las Amoladeras.

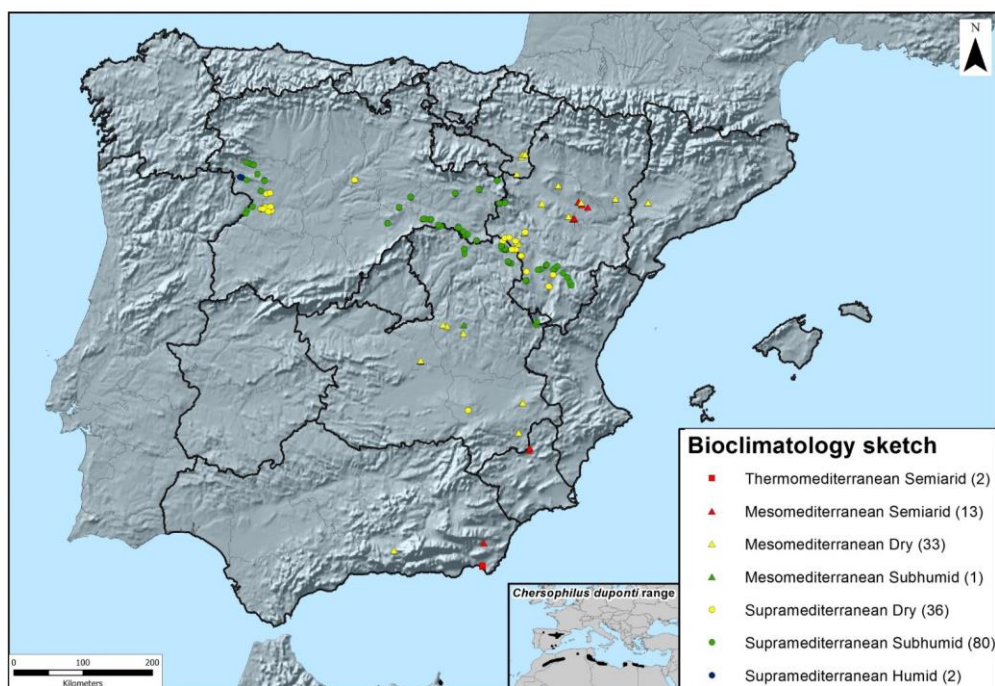
Con la excepción de esas dos poblaciones costeras en Almería y de otra población situada en algunos relieves suaves del piso Oromediterráneo inferior del sector Oroibérico Meridional, la alondra habita en las franjas supra y mesomediterráneas de algunas de las zonas de clima más extremadamente continental y frío de toda la Península Ibérica. En todas ellas hay, además, un

prolongado período de sequía estival, particularmente acusado en la Depresión del Ebro y en la provincia Murciano-Almeriense.

Las poblaciones de alondra ricotí en el piso supramediterráneo están, principalmente, sobre el alto páramo ibérico del sector Celtibérico-Alcarreño y en las montañas de los sectores Oroibérico Meridional e Ibérico Septentrional (Peinado *et al.*, 2017). En todos estos lugares las comunidades vegetales están expuestas a condiciones climatológicas extremas. Algunas zonas Oroibéricas presentan temperaturas medias inferiores a 8-9°C. En algunas de estas zonas, como en las parameras de Molina de Aragón, se registran más de 120 días de heladas al año (Peinado *et al.*, 2017). Esta localidad de Molina de Aragón, junto con Calamocha y Teruel, forman el triángulo considerado como la “España helada”, en el que se registran frecuentemente temperaturas inferiores a los -20°C. Por su parte, las poblaciones supramediterráneas zamoranas se sitúan en las penillanuras paleozoicas de la Meseta Central, tributarias del río Duero, una de las zonas de clima continental más extremo de la Península Ibérica.

Mapa 2. Pisos bioclimáticos y lugares inventariados

Fuente. Talabante, 2017.



Los números entre paréntesis son los lugares inventariados en cada piso bioclimático.
Los pisos bioclimáticos según Rivas-Martínez *et al.* (2011).

El núcleo central de las alondras mesomediterráneas se encuentra situado en las cuencas salobres y yesíferas de la Depresión del Ebro, una extensa planicie que representa una vegetación y un clima únicos en Europa (De Bolòs, 1987). La Depresión está situada en la sombra de lluvias del Sistema Ibérico, del Prepirineo y de las montañas costeras catalanas, lo que acarrea que sea un territorio con acusada sequía estival y extrema continentalidad. Otra característica relacionada con estas condiciones es la frecuencia e intensidad con que se producen episodios de inversión térmica. Esto provoca efectos de enfriamiento del terreno que incrementan la continentalidad de la zona y favorecen la presencia de especies como *Juniperus thurifera*, y la ausencia de otras más termófilas como *Quercus rotundifolia*.

En la provincia Bética, las poblaciones de Padul están situadas en una meseta muy influenciada por los vientos fríos nocturnos que descienden de la vecina Sierra Nevada. En la provincia Murciano-Almeriense, con la excepción de los dos lugares costeros incluidos en el piso Termomediterráneo, las restantes cuatro localidades se sitúan en algunas de las zonas interiores más continentales y frías de dicha provincia.

Tabla 1. Relaciones entre termotipos, ombrotipos, series de vegetación, tipo de hábitat UE y sucesiones de matorral en los hábitats de la alondra ricotí

Fuente: Talabante, 2017.

Termotipo	Ombrotipo	Series	Vegetación potencial natural	Serie de matorral (Red Natura 2000)
Supramediterráneo (122)	Húmedo (2)	<i>Genisto falcatae-Quercus pyrenaicae</i> S. (9)	Bosques de <i>Quercus marcescentes</i>	<i>Halimio ocyroidis-Ericetum umbellatae</i> [4030]
	Subhúmedo (80)	<i>Cephalanthero longifoliae-Quercus fagineae</i> S. (13)		<i>Genistello tridentatae-Ericetum aragonensis</i> [4030]
		<i>Violo willkommii-Quercus fagineae</i> S. (14)		<i>Lino differentis-Salvietum lavandulifoliae</i> [4090]
		<i>Junipereto hemisphaerico-thuriferae</i> S. (4)		Formaciones de <i>Juniperus</i>
		Seco (38)	<i>Junipero thuriferae-Quercus rotundifoliae</i> S. (62)	Bosques de <i>Quercus</i> y <i>Juniperus</i>
	<i>Genisto hystricis-Quercus rotundifoliae</i> S. (16)		Encinares	<i>Lino differentis-Salvietum lavandulifoliae</i> [4090]
				<i>Lino appressi-Genistetum rigidissimae</i> [4090]
				<i>Salvio lavandulifoliae-Genistetum pumilae</i> [4090]
	Semiárido (2)	<i>Junipereto phoeniceo-thuriferae</i> S. (4)	Bosques de <i>Juniperus</i>	<i>Lavandulo pedunculatae-Genistetum hystricis</i> [9340]
	Mesomediterráneo (43)	Semiárido (11)	<i>Rhamno lycioidis-Quercus cocciferae</i> S. (28)	Coscojares
Seco (31)		<i>Paeonio coriacea-Quercus rotundifoliae</i> S. (2)	Encinares	<i>Helianthemo visciduli-Anthyllidetum argyrophyllae</i> [4090]
		<i>Quercus rotundifoliae</i> S. (2)		<i>Lino differentis-Salvietum lavandulifoliae</i> [4090]
Subhúmedo (1)		<i>Asparago acutifolii-Quercus rotundifoliae</i> S. (12)		
Termomediterráneo (2)	Semiárido (2)	<i>Zizipho loti</i> S. (2)	Matorrales espinosos	<i>Thymo-Siderition leucanthae</i> [5330]

4. CONCLUSIONES

En España, la alondra ricotí habita en aquellas zonas que presentan clima mediterráneo, del piso supra y mesomediterráneo, con ombroclima seco o subhúmedo. Estas son las condiciones óptimas de sus hábitats, que se centran geográficamente en las altas parameras ibéricas y en las zonas de alta continentalidad de la depresión del Ebro. El resto de las localizaciones del piso termomediterráneo o de zonas de ombroclima subhúmedo, corresponden a localizaciones subóptimas con poblaciones reducidas. Dada la necesidad que tiene la especie de terrenos llanos con matorrales bajos (Aguirre *et al.*, 2017), sus hábitats óptimos son aquellas zonas donde la sucesión vegetal es lenta, y donde los matorrales pueden permanecer durante muchos años sin evolucionar, bien debido a las condiciones climáticas de temperatura, zonas de inviernos muy fríos de las parameras ibéricas, o bien a zonas de alta continentalidad, zonas secas y frías de la depresión del Ebro. También el efecto de la acción humana puede suplir a las condiciones climáticas propias del territorio ya que permite controlar la sucesión natural mediante el pastoreo extensivo, lo que favorece la estructura vegetal que necesita la especie. Esto se puede apreciar en bastantes territorios donde hay un pastoreo continuo que impide el desarrollo de la vegetación arbórea. Con el abandono de estas prácticas las alondras se encontrarán con el problema de la sucesión natural de las comunidades vegetales, y se irán ciñendo a las zonas donde la comunidad climax se comporte como un matorral permanente, o bien donde se produzcan perturbaciones que matorralicen el espacio. Otro problema de la especie es que en los últimos años parte de su territorio ha sido ocupado con infraestructuras de todo tipo desde parques eólicos hasta aeródromos, o bien se ha plantado de distintas especies de pinos, lo que ha eliminado algunas poblaciones enteras o ha reducido la extensión de otras.

Agradecimientos

Los trabajos de campo fueron financiados con fondos de la Cátedra de Medioambiente de la Fundación General de la Universidad de Alcalá y del Instituto de Investigación Franklin de Estudios Americanos de la misma Universidad.

REFERENCIAS

- Aguirre, J.L.; Aparicio, A.; Talabante, C.; Larrán, A. (2015). *Programa de seguimiento de la población de Alondra Ricotí (Chersophilus duponti) en el entorno de los parques eólicos de Lomagorda, San Gil, El Picazo, La Peña I, La Peña II y en la ZEPA "Lagunas y Parameras del Señorío de Molina" (Guadalajara)*. Informe final de reproducción 2015.
- Aguirre, J.L.; Talabante, C.; Aparicio, A.; Peinado, M. (2016). Floristic, Structural, and Conservation Analysis of the Habitats Occupied by Dupont's Lark, *Chersophilus duponti*, in the Northwest Edge of Its Distributional Range. *Open Journal of Ecology*, 6: 517-528. [doi:10.4236/oje.2016.69049](https://doi.org/10.4236/oje.2016.69049)
- Aguirre, J.L.; Talabante, C.; Aparicio, A.; Peinado, M. (2018). Phytosociological, structural and conservation analysis of the habitats of Dupont's lark in Europe: a phytosociological survey applied to the conservation of an endangered species, Plant Biosystems. *An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 152(5): 953-970. [doi:10.1080/11263504.2017.1403393](https://doi.org/10.1080/11263504.2017.1403393)
- Arsuaga, J.L.; Martínez, I.; Arnold, L.J.; Aranburu, A.; Gracia-Téllez, A.; Sharp, W.D.; Quam, R.M.; Falguères, C.; Pantoja-Pérez, A.; Bischoff, J.; Poza-Rey, E.; Parés, J.M.; Carretero, J.M.; Demuro, M.; Lorenzo, C.; Sala, N.; Martín-Torres, M.; García, N.; Alcázar de Velasco, A.; Cuenca-Bescós, G.; Gómez-Olivencia, A.; Moreno, D.; Pablos, A.; Shen, C.C.; Rodríguez, L.; Ortega, A.I.; García, R.; Bonmatí, A.; Bermúdez de Castro, J.M.; Carbonell, E. (2014). Neandertal roots: Cranial and chronological evidence from Sima de los Huesos. *Science*, 344(6190): 1358-1363. [doi:10.1126/science.1253958](https://doi.org/10.1126/science.1253958)



- Bota, G.; Giralt, D.; Guixé, D. (2016). La alondra ricotí en Cataluña: evolución histórica de una población en el límite del área de distribución. *II Workshop Grupo de Expertos en la Alondra Ricotí*. Madrid.
- Braun-Blanquet, J. (1979). *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Barcelona: Blume.
- Burfield, I.J. (2005). The conservation status of steppic birds in Europe. En: Bota, G.; Morales, M.B.; Mañosa, S.; Camprodon, J. (Eds.). *Ecology and conservation of steppe-land birds*. Barcelona: Lynx: 119-139.
- De Bolòs, O. (1987). Cataluña y la depresión del Ebro. En: Peinado, M.; Rivas-Martínez, S. (Eds.). *La vegetación de España*. Alcalá de Henares: Universidad de Alcalá: 309-348.
- Garza, V. (2010). Información previa: Distribución y poblaciones. En: Suárez, F. (Ed.). *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Dirección General para la Biodiversidad: 141-173.
- Rivas-Martínez, S.; Penas, Á.; Díaz-González, T.E.; Cantó, P.; del Río, S.; Costa, J.C.; Herrero, L.; Molero, J. (2017). Biogeographic units of the Iberian Peninsula and Balearic Islands to district level. A concise synopsis. En: Loidi, J. (Ed.). *Vegetation of the Iberian Peninsula*. Springer. doi:10.1007/978-3-319-54784-8_5
- Suárez, F. (Ed.). (2010). *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Dirección General para la Biodiversidad.
- Peinado, M.; Aguirre, J.L.; Delgadillo, J.; Macías, M.A. (2011). A phytosociological and phytogeographical survey of the coastal vegetation of western North America. *Plant Ecology*, 196: 27-60. doi:10.1111/j.1654-109X.2011.01134.x
- Peinado, M.; Aguirre J.L.; Aparicio A. (2017) The Iberian Ranges and Highlands. En: Loidi, J. (Ed.). *The Vegetation of the Iberian Peninsula*. *Plant and Vegetation*, 12. Springer, Cham. doi:10.1007/978-3-319-54784-8_11
- Rivas Martínez, S. (1987). *Mapa de Series de Vegetación de España*. http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/memoria_mapa_series_veg.aspx.
- Rivas-Martínez, S.; Rivas-Sáenz, S.; Penas, Á. (2011). Worldwide bioclimatic classification system. *Global Geobotany*, 1: 1-634 (+ 4 maps).

CLIMA Y VITICULTURA DEL RIOJA

Raquel Aransay González¹ y Domingo F. Rasilla Álvarez²

¹ *Graduada en Geografía y Ordenación del Territorio. Universidad de Cantabria. raquel.aransay@alumnos.unican.es*

² *Dpto. Geografía, Urbanismo y OT. Universidad de Cantabria. domingo.rasilla@unican.es*

RESUMEN

El vino de Rioja es un icono regional y un elemento fundamental del patrimonio territorial y cultural en las comarcas de la DOCa Rioja, así como una de sus principales fuentes de ingresos y de empleo. Ello ha generado en los últimos años una preocupación generalizada acerca de los efectos que el cambio climático antrópico podría causar sobre los vinos de Rioja. El objetivo de esta comunicación es mostrar la relación entre algunos índices vitícolas, su relación con prácticas agrícolas y la reciente evolución climática en dicha región, cuantificada a través de índices bioclimáticos.

El aumento de las temperaturas estivales se ha traducido en un aumento sustancial del valor de los citados índices bioclimáticos, en paralelo a un incremento del contenido alcohólico y del pH de los vinos, así como una disminución de su acidez; por otro lado, se aprecia una tendencia al adelanto de las fechas de vendimia. Por el contrario, no se aprecian relaciones significativas entre el aumento de las temperaturas y la producción, rendimientos y calidad de las añadas, que pueden considerarse consecuencia de la paulatina incorporación de nuevos métodos de gestión del viñedo.

Palabras clave: Rioja, viticultura, cambio climático.

ABSTRACT

Rioja wine is a regional icon and a fundamental constituent of territorial and cultural heritage in the DOCa Rioja region, as well as one of its main sources of income and employment. This has generated a widespread concern about the effects that climate change might cause on Rioja wines. The objective of this contribution is the assessing of the relationship between viticulture indices and its relationship with agricultural practices and the recent regional climatic evolution.

The increase in summer temperatures has resulted in a substantial increase of the bioclimatic indices, in parallel to an enhancement in alcoholic content and pH of Rioja wines, as well as a decrease in their acidity. Furthermore, a tendency towards the advance of the harvest dates has been also observed. On the contrary, there are no significant relationships between the increase in temperatures, the production, yields and quality of the vintages, which can be considered a consequence of the gradual incorporation of new vineyard management methods.

Keywords: Rioja wine, viticulture, climate change.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Aransay González, R.; Rasilla Álvarez, D.F. (2020). Clima y viticultura del Rioja. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 21-30.

1. INTRODUCCIÓN

El cultivo de la vid está extendido por los 5 continentes, pero está constreñido a unos límites latitudinales precisos (30-50° en el Hemisferio N, 28°-42° en el Hemisferio S), que corresponden en gran medida al ámbito mediterráneo. Aquí, en unión al olivo y al cereal (la “triada mediterránea”), encuentra unas condiciones ambientales favorables para su cultivo, tanto edáficas como climáticas (Santos *et al.*, 2012), conformando un elemento paisajístico fundamental y uno de los principales recursos económicos del medio rural.

La viticultura es, en gran medida, una construcción humana, resultado de siglos de manejo del medio natural. Las primeras referencias arqueológicas al cultivo de la vid y a la producción de vino proceden de Oriente Medio, hace unos 6500 a.C. Desde allí se extendió rápidamente por todo el ámbito mediterráneo, siguiendo la expansión comercial de fenicios y griegos. Posteriormente, con el Imperio Romano alcanzaría ámbitos aún más alejados, como los valles del Danubio y del Rin, ampliándose posteriormente a otros continentes tras la estela de la expansión colonial europea.

Se atribuye a los romanos la introducción de la vid en el valle del Ebro, aunque las primeras referencias escritas provienen de la Edad Media, momento en el cual se desarrolló una primitiva cultura vitícola en las proximidades de monasterios y abadías, como el de San Millán de La Cogolla (Ayala, 2013). Sin embargo, es en el siglo XIX cuando la producción vitícola de La Rioja experimenta un salto cualitativo, ligado a la plaga de la filoxera en Francia. Inicialmente, y dadas las similitudes con los viñedos de Burdeos, los bodegueros franceses recurrieron a la compra de vino a granel para continuar con su producción (Piqueras, 2005). Más adelante, los propios bodegueros franceses se asentaron en La Rioja, particularmente en la zona de Haro, implantando sus métodos de elaboración y fundando algunas bodegas que han adquirido fama con el tiempo, como Savignon-Freres et Cie (Bodegas Bilbaínas), López de Heredia o Carlos Serres. La llegada de la filoxera a La Rioja obligó a una reorientación de la economía regional para superar el monopolio vitícola, a través de la diversificación de sector agroindustrial. En la actualidad, el sector vitícola vuelve a afrontar nuevas incertidumbres. Por un lado, la caída del consumo nacional y las reformas promovidas desde la Comunidad Económica Europea han propiciado mayores excedentes de uva que requieren, por tanto, la búsqueda de nuevos mercados. Pero para competir en un mercado internacional cada vez más exigente, los vinos de Rioja deben mantener un equilibrio entre calidad y precio (Larreina, 2011). El segundo desafío son las consecuencias derivadas del cambio climático propiciado por las actividades humanas, que podrían incidir tanto en la producción como en la calidad del vino de Rioja, reduciendo las posibilidades de competencia en un mercado globalizado.

Dada la estrecha relación entre el clima y la viticultura, alguno de los comportamientos fenológicos de la vid, como es la fecha de la vendimia, constituyen uno de los datos proxy más utilizados en la reconstrucción de la variabilidad climática del pasado; igualmente, otros elementos vinculados al cultivo de la vid, como su contenido alcohólico o la composición química, han sido relacionados con la evolución reciente de los principales parámetros climáticos.

Por consiguiente, el objetivo de esta comunicación es relacionar algunos aspectos de la actividad vitícola en La Rioja (producción, calidad, composición química y fenología) con la evolución climática reciente en región.

2. FUENTES DE INFORMACIÓN Y METODOLOGÍA

La zona de trabajo (Figura 1) engloba la Denominación de Origen Calificada Rioja (DOCa Rioja). Se extiende en unos 640 km², repartidos entre la Comunidad Autónoma de La Rioja, y parte de Navarra y Álava, y queda dividida a su vez en tres comarcas: Rioja Alta, Rioja Baja (ahora denominada Rioja Oriental) y Rioja Alavesa. Actualmente, agrupa más de 600 bodegas y 15.000 viticultores, ocupando aproximadamente 65.000 ha, concentradas en dos ámbitos fundamentales, uno al N, entre Haro y Elciego, y otro al S, entre Calahorra y Alfaro. Un tercio de la producción se exporta, lo que supone casi un 30% del valor total de las exportaciones regionales (aproximadamente 300 millones de euros cada año), gracias a lo cual La Rioja tiene un saldo neto positivo en su comercio exterior (Larreina, 2011). Actualmente, la producción media anual de vino de Rioja es de 250 millones de litros (85% vino tinto y 15% vino blanco y rosado).

Figura 1. Territorio productor del vino de Rioja
 Fuente: Wikipedia



Debido a su ubicación geográfica, el clima de la zona de trabajo combina influencias atlánticas y mediterráneas. Además, su localización interior, rodeada de montañas, aporta ciertos matices continentales. Atendiendo a sus condicionantes climáticos, los vinos de Rioja se elaboran bajo unas condiciones relativamente frescas en verano, un invierno templado y ausencia de déficit hídrico, lejos de los valores negativos del sur de España (Jerez, Amontillado) y de los excedentes del Ribeiro, Oporto o Burdeos (Tonietto y Carbonneau, 2004) (Tabla 1).

Tabla 1. Características bioclimáticas de algunas zonas vitícolas de la P. Ibérica y Francia

Fuente: elaboración propia a partir de la información proporcionada por Geoviticulture MCC System.

Región	HI	CI (C°)	DI (mm)
Rioja	2107	12,9	-67
Burdeos	1995	12,9	147
Oporto	2130	13,1	32
Jerez	2753	16,8	-142
Ciudad Real	2522	13,3	-86

Región	HI	CI (C°)	DI (mm)
Amontillado	2586	18,4	-126
Jumilla	2876	16,9	-91
Ribeiro	2247	12,4	108
Penedés	2272	16,6	-67
Ribera de Duero	2020	10,9	-20

HI Índice Huglin; CI índice enfriamiento nocturno, DI índice de sequedad.

Para la realización de este estudio se han utilizado dos tipos de fuentes de información. Respecto a las climáticas, la fuente básica han sido los valores de precipitación y temperatura obtenidos de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMet), correspondientes a un conjunto de estaciones termo-pluviométricas ubicadas en las provincias de La Rioja y Navarra, y seleccionadas en función de la longitud de las series originales. A partir de los valores en bruto de temperatura se elaboraron los índices bioclimáticos HI y BEDD, recomendados para el análisis de la relación entre clima y vid. El índice HI (Huglin, 1978) se calcula de la siguiente manera:

$$HI = \sum_{d=1}^n \max \left[\frac{(T_{media} - 10 + T_{max} - 10)}{2} \right] K$$

siendo:

- T_{mean} la temperatura media diaria,
- T_{max} la temperatura máxima diaria, y
- 10°C la temperatura base.

El coeficiente de corrección (K), que tiene en cuenta la duración media de las horas de luz según latitudes, equivale a 1,02 a 40° y a 1,06 50°. Este índice se calcula sólo para el periodo 1 de abril al 30 de septiembre.

El índice BEDD (Gladstones, 1992) también calcula la acumulación de calor, pero asumiendo que el crecimiento de la vid no es lineal, por lo que ajusta el crecimiento de la vid truncando su actividad entre unos valores prefijados,

$$BEDD = \sum_{d=1}^n \min \left[\max \left(\frac{(T_{max} + T_{min})}{2} - 10 \right) K + \right] DTR_{adj}, 9$$

donde:

$$DTR_{adj} = \begin{cases} +0,25[DTR - 13], & [DTR] > 13 \\ 0,0, & 10 < [DTR] < 13 \\ -0,25 [DTR - 10], & [DTR] < 10 \end{cases}$$

En lo que respecta a la información de carácter vitícola, se recurrió a la página web del Consejo Regulador de la DO Ca Rioja, que también proporcionó series temporales, entre el año 1993 y 2018, con los resultados de los controles realizados en diferentes parcelas acerca de las características químicas de la uva, extrayendo de ellas el grado alcohólico probable, la acidez y el pH. Finalmente, también se obtuvieron series temporales acerca de la fecha media de floración, fecha de inicio del envero e inicio de la vendimia, desde 1992 hasta la actualidad, procedentes de la empresa Marqués de Riscal.

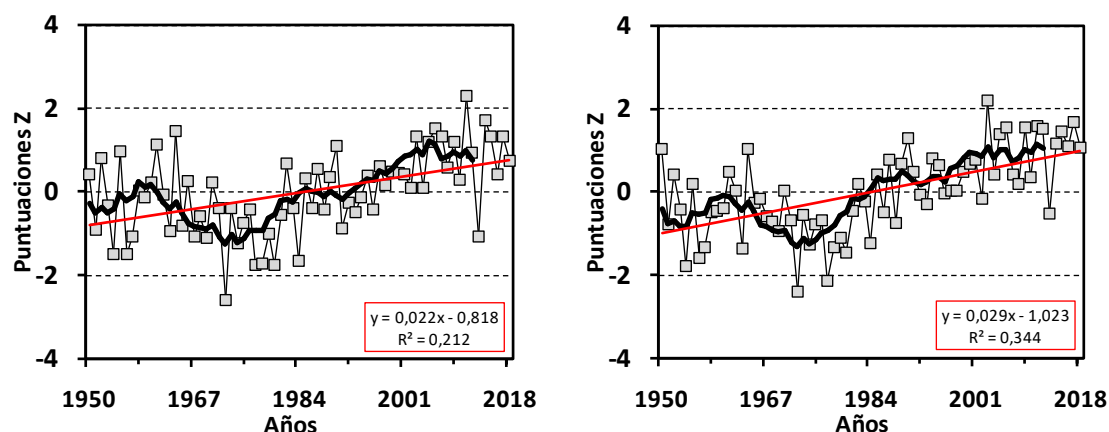
3. RESULTADOS

La superficie dedicada a la producción vinícola, al igual que la propia producción, ha aumentado progresivamente desde finales de los años ochenta: en el caso de la uva se ha pasado de 240.000 t en 1985 a 350.000 t en 2017. La mayor parte de esa tendencia creciente se produjo a lo largo de los años ochenta y noventa (Barco y Navarro, 2004), habiéndose estabilizado con posterioridad. Este aumento de la producción de uva coincide con una evolución climática en la que destaca el aumento de la temperatura anual y estival, particularmente a partir de los años ochenta. Las precipitaciones, por el contrario, no manifiestan tendencia alguna. Como

consecuencia de ello, los índices HI y BDD han experimentado una tendencia creciente significativa (Figura 2).

Figura 2. Evolución de los índices vitícolas GDD, BEDD y HI

Fuente: elaboración propia a partir de datos proporcionados por AEMet.



Sin embargo, como pone de manifiesto la tabla 2, no se aprecia relación estadísticamente significativa entre las series temporales de los índices BEDD e HI entre 1985 y 2017 con los valores correspondientes de producción, elaboración en litros y rendimiento (kg/ha). El aumento de la superficie dedicada al viñedo, de la producción de uva y de los rendimientos por hectárea son consecuencia de decisiones económicas ligadas al auge de la viticultura, sobre todo hasta los años 2000, y, en el caso de los rendimientos, es una consecuencia de la incorporación de los nuevos métodos de gestión del viñedo, que seguramente estarán relacionados con la mayor presencia de los vinos de Rioja en el mercado internacional.

Tabla 2. Coeficiente de correlación de Pearson y significación estadística de la relación entre índices climáticos y la producción y rendimiento de la vid en La Rioja (1983-2018)

Fuente: elaboración propia a partir de información proporcionada por el Consejo Regulador de la DOCa Rioja.

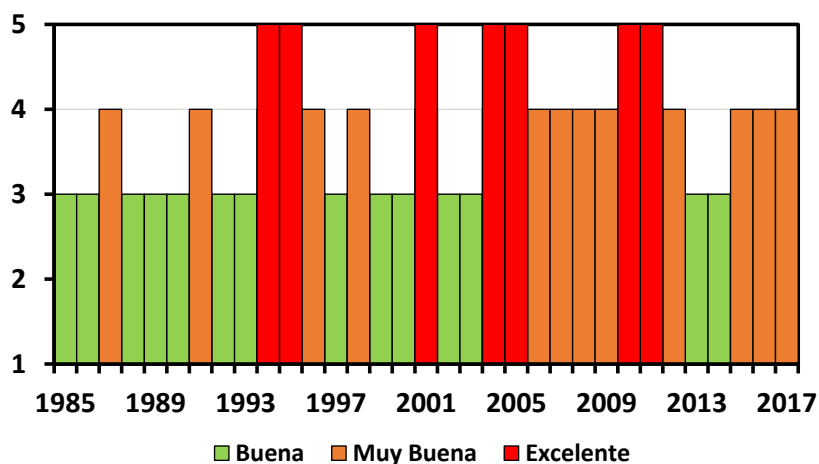
	Producción (kg)	Elaboración amparada (l)	Rendimientos (kg/ha)
BEDD	0,27	0,27	0,21
HI	0,16	0,14	0,12

Valores superiores/inferiores a $\pm 0,40$ son significativos con una probabilidad del 95%.

Un segundo aspecto a mencionar es la relación entre la evolución climática reciente y la calidad del vino de Rioja. Este último es clave en su posible comercialización, ya que cuanto mayor sea la calidad, mayor competitividad se obtendrá en el mercado internacional. Cabe advertir que la calidad del vino está influida por múltiples factores (prácticas de laboreo, técnicas de elaboración, litología, exigencias del Consejo Regulador, etc.). Una primera estimación de la evolución reciente de la calidad del vino se obtiene con las añadas, en las que, desde comienzos del siglo XXI, predomina una calificación Muy Buena o Excelente (Figura 3).

Figura 3. Calificación de las añadas (1985-2017)

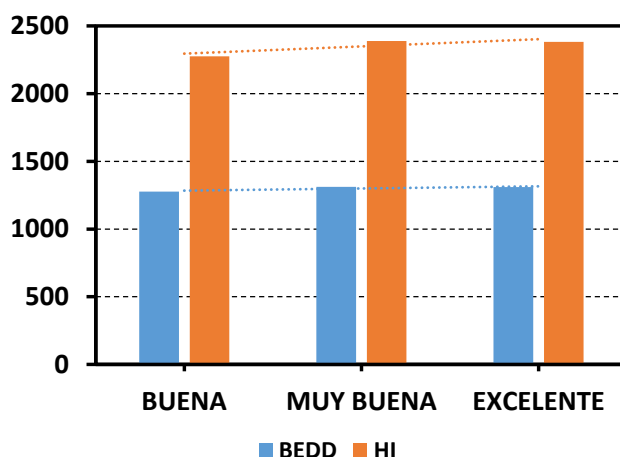
Fuente: elaboración propia a partir de la información proporcionada por el Consejo Regulador de la DOCa Rioja.



Para determinar si existe algún tipo de relación entre calidad de las añadas y condiciones climáticas, se ha calculado el valor medio de los índices vitícolas BEDD y HI para cada una de las categorías de las añadas. Los resultados vienen a confirmar que, aun existiendo ligeras diferencias en el valor de esos índices (particularmente en el caso de BEDD), las categorías son indiferentes a las condiciones climáticas (Figura 4).

Figura 4. Promedio de los valores de los índices vitícolas BEDD y HI según la categoría de la añada

Fuente: elaboración propia a partir de la información proporcionada por el Consejo Regulador de la DOCa Rioja.



El tercer aspecto relevante en relación con la calidad de los vinos es su composición química, en particular el contenido alcohólico, el pH y la acidez. De la tabla 3 se deduce que la variable peso no tiene relación con ninguna de las otras dos variables, mientras que el contenido de alcohol está estrechamente vinculado tanto al pH como a la acidez, si bien con esta última variable de manera negativa.

Tabla 3. Coeficiente de correlación de Pearson y significación estadística de la relación entre diferentes parámetros relacionados con la calidad del vino (1993-2018)

Fuente: elaboración propia a partir de la información proporcionada por el Consejo Regulador de la DOCa Rioja.

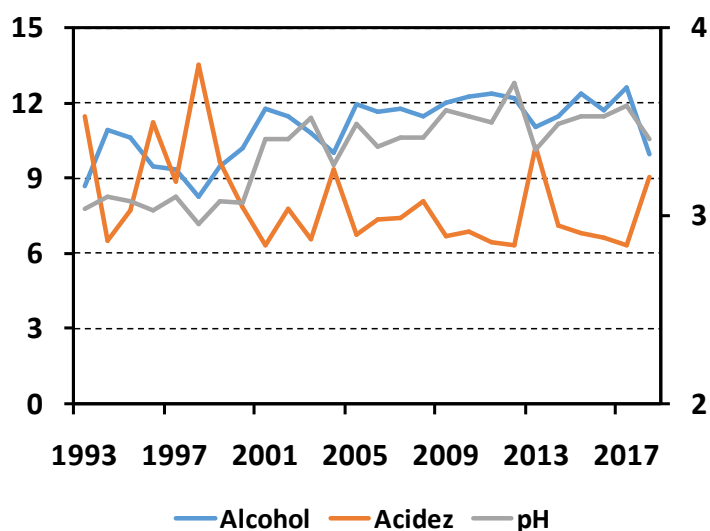
	Alcohol	Acidez	pH
Peso	-0,06	0,09	0,08
Alcohol		-0,76	0,86
pH		-0,73	

Valores superiores/inferiores a $\pm 0,40$ son significativos con una probabilidad del 95%

La evolución temporal de los citados parámetros (Figura 5) indica que, en las últimas décadas, un aumento del alcohol y del pH, junto con una disminución de la acidez de los vinos de Rioja, y que estas tendencias están parcialmente explicadas por el aumento de las temperaturas estivales, como se deduce de la elevada correlación entre esas variables y los índices BEDD y HI (Tabla 4). Los veranos cálidos producen vinos de mayor contenido alcohólico y pH, pero menos ácidos. Obsérvese también el impacto de algunos veranos concretos, como los años 2004, 2014 y 2018, relativamente frescos.

Figura 5. Evolución de los componentes químicos del vino de Rioja (1993-2018)

Fuente: elaboración propia a partir de la información proporcionada por el Consejo Regulador de la DOCa Rioja.



El ciclo de maduración de la uva experimenta diferentes fases, entre las que se pueden citar el envero y la vendimia. El envero es un cambio en el color de las uvas, que pierden su color verde, resultado de la clorofila. Las variedades tintas se colorean con las antocianinas o pigmentos rojos y azulados, mientras que las variedades blancas se vuelven rubias o amarillas. La tabla 5 muestra la correlación entre las fechas de envero y vendimia, con las variables climáticas analizadas previamente y con los mismos indicadores químicos señalados anteriores. De ella se deduce que con mayores temperaturas se adelantan tanto la fecha de envero como la de la vendimia, y esto tiene, como consecuencia, la producción de vinos con mayor alcohol y pH y, en contraposición, menor acidez.

Tabla 4. Coeficiente de correlación de Pearson y significación estadística de la relación entre parámetros relacionados con la calidad del vino e índices climáticos para la viticultura
 Fuente: elaboración propia a partir de la información proporcionada por el Consejo Regulador de la DOCa Rioja.

	Peso	Alcohol	Acidez	pH
BEDD	0,13	0,56	-0,62	0,57
HI	-0,18	0,59	-0,72	0,62

Valores superiores/inferiores a $\pm 0,40$ son significativos con una probabilidad del 95%.

Tabla 5. Coeficiente de correlación de Pearson y significación estadística entre la evolución temporal de diferentes índices climáticos, composición química del vino y fases fisiológicas de la vid
 Fuente: elaboración propia a partir de información proporcionada por Bodegas Marqués de Riscal.

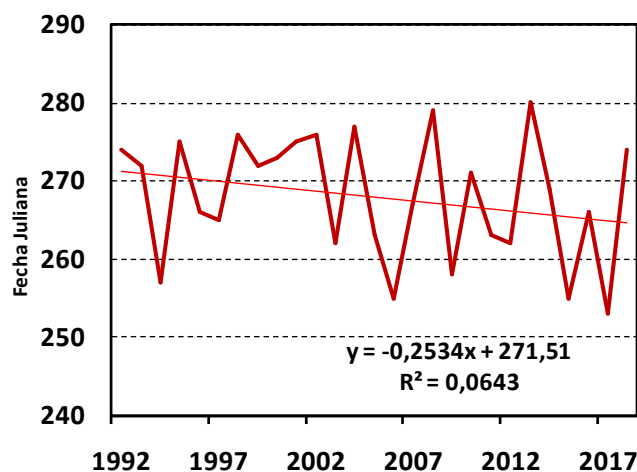
	Peso	Alcohol	Acidez	pH	BEDD	HI
Inicio Enero	0,15	0,02	0,28	0,13	-0,44	-0,51
Medio Enero	-0,16	-0,66	0,62	-0,74	-0,73	-0,81
Vendimia	0,00	-0,44	0,52	-0,39	-0,58	-0,74

Valores superiores/inferiores a $\pm 0,40$ son significativos con una probabilidad del 95%.

Un famoso indicador paleoclimático es la fecha de la vendimia (Chuine *et al.*, 2004). Esta fecha, aunque es el resultado de la relación entre diferentes parámetros, tanto naturales como sociales, está básicamente relacionada con la maduración de la uva, y se determina actualmente mediante una combinación de indicadores tradicionales (impresión visual, tacto, gusto e incluso olor, cata de la uva) junto a otros más recientes (análisis químicos y fisiológicos, modelos matemáticos, etc.). La figura 6 muestra la evolución temporal de la fecha juliana de la vendimia en los últimos 25 años en La Rioja.

Figura 6. Evolución de la fecha de vendimia en La Rioja

Fuente: elaboración propia a partir de información proporcionada por Bodegas Riscal.



Obsérvese que se ha producido un adelanto de la vendimia, que es consistente con el aumento de las temperaturas. Aunque existe una gran variabilidad interanual, con vendimias tardías (2008 y 2003) junto con otras muy adelantadas (2015 y 2017), la vendimia se ha adelantado unos 6 días como media.

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El peso y la importancia del viñedo en la economía de La Rioja han aumentado considerablemente en las últimas décadas, como resultado de un incremento de la superficie dedicada a la vid y a una mejora de las técnicas de cultivo, que ha conducido a una sensible mejora de los rendimientos y de la calidad de las añadas. Esta especialización económica es simultánea a un aumento de las temperaturas, particularmente evidente durante el semestre cálido, siguiendo un fenómeno generalizado en todo el NE peninsular (El Kenawy *et al.*, 2013). Como consecuencia, tanto la composición química como el desarrollo fenológico de la vid está modificándose, lo que se traduce en un acortamiento del periodo de maduración y ciclos de la vid cada vez más breves, como un adelanto en la maduración técnica (que afecta a los azúcares y a la acidez) respecto a la maduración fenológica, lo que a su vez incide en el color y la textura en boca.

La evolución climática regional es coherente con los diferentes escenarios de cambio climático propuestos para la región. Éstos coinciden en un aumento de las temperaturas, cuya magnitud depende de los diferentes escenarios de emisiones, pero que podría oscilar entre los 2°C y los 8°C para los veranos del periodo 2071-2100. A escala continental, las principales consecuencias del calentamiento global sobre la viticultura europea serán un progresivo desplazamiento de las zonas actuales de mayor potencial climático vitícola hacia latitudes septentrionales y una contracción de las zonas situadas en latitudes meridionales, en particular alrededor de la cuenca Mediterránea (Moriondo *et al.*, 2013). De hecho, simulaciones acerca del potencial de diferentes regiones españolas señalan una reducción significativa del potencial climático de la mayoría de las regiones vitícolas, salvo en el NW (Galicia; Lorenzo *et al.*, 2016).

Vinos con mayor graduación alcohólica encuentran hoy en día una salida más difícil en los mercados internacionales, por lo que, ante el desafío que supone el calentamiento global, y el reto de mantener un cultivo como la vid tan rentable desde el punto de vista económico bajo unas condiciones climáticas tan rigurosas, están empezando a desarrollarse programas cuyo objetivo es la implantación de medidas de adaptación como herramientas fundamentales para evitar los previsible efectos negativos derivados de esas condiciones: desplazamiento altitudinal, plantando viñedos en cotas más altas (Vigl *et al.*, 2018; Mihai *et al.*, 2018); instalación de vides en orientaciones diferentes a las actuales; cambios en las prácticas de cultivo como la reorientación de las hileras de viñas y la separación entre ellas, la realización de deshojes para alterar la exposición y aireación a la que se va a someter la vid; sustitución de las actuales variedades de uva por otras más tardías y resistentes a temperaturas elevadas.

Agradecimientos

Los autores desean hacer constar su agradecimiento al Consejo Regulador de la DOCa Rioja y a la empresa Marqués de Riscal por la cesión de los datos vitícolas.

REFERENCIAS

- Ayala Mondragón, M.A. (2013). *El vino de Rioja: Historia y Cultura*. Logroño: Universidad de La Rioja, Facultad de Letras y Educación: Trabajo Fin de Grado. https://biblioteca.unirioja.es/tfe_e/TFE000330.pdf
- Chuine, I.; Yiou, P.; Viovy, N.; Seguin, B.; Daux, V.; Le Roy Ladurie, E. (2004). Historical phenology: grape ripening as a past climate indicator. *Nature*, 432(7015): 289-290. [doi:10.1038/432289a](https://doi.org/10.1038/432289a)
- El Kenawy, A.M.; López-Moreno, J.I.; Vicente Serrano, S.M. (2013). Summer temperature extremes in northeastern Spain: Spatial regionalization and links to atmospheric circulation (1960-2006). *Theoretical and Applied Climatology*, 113(3-4): 387- 405. [doi:10.1007/s00704-012-0797-5](https://doi.org/10.1007/s00704-012-0797-5)
- Gladstones, J.S. (1992). *Viticulture and environment*. Adelaide: Winetitles.
- Huglin, P. (1978). Nouveau mode d'évaluation des possibilités héliothermiques d'un milieu viticole. *Proceedings of the Symposium International sur l'Ecologie de la Vigne*. Contança: Ministère de l'Agriculture et de l'Industrie Alimentaire: 89-98.
- Larreina Díaz, M. (2011). El vino Rioja, ¿un modelo de éxito sostenible en el futuro? *Cuadernos de Estudios Agroalimentarios*, 2: 11-27.
- Lorenzo, M.; Ramos, A.M.; Brands, S. (2016). Present and future climate conditions for winegrowing in Spain. *Regional Environmental Change*, 16: 617-627. [doi:10.1007/s10113-015-0883-1](https://doi.org/10.1007/s10113-015-0883-1)
- Mihai, L.; Valeriu, C.; Quenol, H.; Sfică, L.; Foss, C. (2018). Shifts in climate suitability for wine production as a result of climate change in a temperate climate wine region of Romania. *Theoretical and Applied Climatology*, 131(3-4): 1069-1081. [doi:10.1007/s00704-017-2033-9](https://doi.org/10.1007/s00704-017-2033-9)
- Moriondo, M.; Jones, G.V.; Bois, B.; Dibari, C.; Ferrise, R.; Trombi, G.; Bindi, M. (2013). Projected shifts of wine regions in response to climate change. *Climatic Change*, 119(3-4): 825-839. [doi:10.1007/s10584-013-0739-y](https://doi.org/10.1007/s10584-013-0739-y)
- Piqueras Haba, J. (2005). La filoxera en España y su difusión espacial: 1878-1926. *Cuadernos de Geografía*, 77: 101-136.
- Santos, J.A.; Malheiro, A.C.; Pinto, J.G.; Jones, G.V. (2012). Macroclimate and viticultural zoning in Europe: observed trends and atmospheric forcing. *Climate Research*, 51(1): 89-103. [doi:10.3354/cr01056](https://doi.org/10.3354/cr01056)
- Tonietto, J.; Carbonneau, A. (2004). A multicriteria climatic classification system for grape-growing regions worldwide. *Agricultural and Forest Meteorology*, 124(1-2): 81-97. [doi:10.1016/j.agrformet.2003.06.001](https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2003.06.001)
- Vigl, L.; Schmid, A.; Moser, F.; Balotti, A.; Gartner, E.; Katz, H.; Quendler, S.; Ventura, S.; Raifer, B. (2018). Upward shifts in elevation - a winning strategy for mountain viticulture in the context of climate change. *XII Congreso Internacional Terroir*. https://www.e3s-conferences.org/articles/e3sconf/abs/2018/25/e3sconf_terroircongress2018_02006/e3sconf_terroircongress2018_02006.html

APROXIMACIÓN PEDOANTRACOLÓGICA A LA SIERRA DEL ARAMO (MACIZO CENTRAL ASTURIANO)

Salvador Beato¹, Miguel Ángel Poblete¹, José Luis Marino¹ y Raquel Cunill²

¹*Dpto. Geografía. Universidad de Oviedo.*

beatosalvador@uniovi.es; mpoblete@uniovi.es; jolumarino@gmail.es

²*Dpt. Geografia. Universitat Autònoma de Barcelona. cunillraquel@gmail.com*

RESUMEN

La Sierra del Aramo es un macizo calcáreo de media montaña situado en el centro de Asturias, predominantemente rural donde se han atestiguado actividades ganaderas, forestales y agrícolas desde de la Edad del Bronce mediante prospecciones arqueológicas. A pesar de que actualmente está experimentando fuertes transformaciones paisajísticas (expansión arbustiva y arbórea), la plataforma kárstica culminante, entre 1.400 y 1.791 m s.n.m. (pico Gamoniteiro), muestra una fuerte inercia geohistórica permaneciendo prácticamente deforestada, dominada por pastizales con algunas manchas arbustivas. El objetivo es presentar un análisis pedoantracológico preliminar en la Sierra del Aramo con el fin de complementar la información paleoecológica disponible en el Macizo Central Asturiano. En este caso, se trata de una metodología de alta resolución espacial que aporta datos locales necesarios a añadir a los obtenidos mediante análisis de polen realizados en turberas y algunos yacimientos arqueológicos. Con este propósito se han efectuado dos sondeos pedoantracológicos en la plataforma culminante, que han sido excavadas en depresiones kársticas deforestadas a 1.611 y 1.702 m s.n.m. respectivamente. El resultado más relevante es el hallazgo de fragmentos de carbón de taxones potencialmente arbóreos y su datación en consonancia con la información de los yacimientos arqueológicos.

Palabras clave: herbazales montanos, pastos subalpinos, antropización secular, estudio paleoecológico, Cordillera Cantábrica.

ABSTRACT

The Sierra del Aramo is a medium mountain limestone massif located in the center of Asturias. It is a predominantly rural area where livestock, forestry and agricultural activities have been witnessed since the Bronze Age through archaeological surveys. Although it is currently undergoing strong landscape transformations, the highest platform, between 1,400 and 1,791 m a.s.l. (Gamoniteiro Peak), shows a strong geohistoric inertia because remaining practically deforested. It is a karstified area dominated by grasslands with some shrubby spots. Therefore, the objective of this communication is to present a preliminary pedoantracological project in the Sierra del Aramo with the ultimate goal of complement the history of long-term vegetation in the Central Asturian Massif with high spatial resolution (at local level). For this purpose, two pedoantracological pits have been carried out on the culminating platform, which have been excavated in deforested karst depressions at 1,611 and 1,702 m a.s.l. respectively. The most relevant result is the discovery of coal fragments of potentially arboreal taxa and their dating in line with the information of archaeological sites.

Keywords: mountain grasslands, subalpine pastures, secular anthropization, paleoecological study, Cantabrian mountains.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Beato, S.; Poblete, M.A.; Marino, J.L.; Cunill, R. (2020). Aproximación pedoantracológica a la Sierra del Aramo (Macizo Central Asturiano). Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 31-40.

1. INTRODUCCIÓN

El estado actual de los sistemas ecológicos es el resultado de procesos naturales y antrópicos interrelacionados a escalas espaciales y temporales diferentes y jerárquicamente conectadas en sistemas complejos que requieren metodologías transversales e interdisciplinarias (Nadal, 2009). Por ejemplo, la arqueología, la antracología, la pedoantracología y la palinología han sido aplicadas permitiendo una validación mutua en las montañas del Sur de Europa. En este sentido, es recomendable la combinación de varias técnicas geohistóricas y paleoecológicas siempre que sea posible (Carcaillet *et al.*, 2007; Robin *et al.*, 2013a; Carracedo *et al.*, 2017). Las aportaciones de la pedoantracología son muchas, especialmente sobre la historia de la vegetación de los paisajes montañosos construidos (Ball *et al.*, 2011; García *et al.*, 2017) y las variaciones en el límite superior del bosque en los Alpes (Talon, 1997; Talon *et al.*, 1998) y en los Pirineos (Pèlachs, 2005; Cunill, 2010; Cunill *et al.*, 2012 y 2013). Además, han sido estudiados los carbones resultado de incendios forestales naturales (Quednau y Ludemann 2017), la evolución de especies forestales concretas a media altitud y las diferencias en la dinámica de la vegetación de desiguales puntos geoecológicos dentro de una misma zona analizada (Cunill *et al.*, 2015; Saulnier *et al.*, 2015). Por otro lado, la pedoantracología también ha ayudado a la identificación de claves locales en el origen de pastizales europeos (Robin *et al.*, 2018), la definición de paisajes culturales de elevado valor patrimonial en aras de su protección (Bal *et al.*, 2015) y, por el contrario, a la justificación de la naturalidad de un espacio como elemento clave para su valoración (Robin *et al.*, 2013b). En conclusión, el recurso a esta metodología permite conocer la relación directa entre los cambios en los usos del suelo y el clima, retrocediendo incluso hasta el comienzo del Holoceno, y proporciona también la capacidad de reflexionar sobre escenarios futuros (Talon *et al.*, 1998).

El análisis de la evolución del paisaje es un objetivo fundamental de la Geografía. Un buen ejemplo se presenta en el Macizo Central Asturiano donde la investigación geográfica ha puesto de manifiesto en las últimas décadas un fuerte proceso de cambio paisajístico (Beato *et al.*, 2019a). A este tenor, los estudios paleoecológicos son una fuente de conocimiento básica: hasta la fecha, los resultados paleontológicos, palinológicos y arqueológicos han demostrado ser muy útiles para establecer los hilos conductores de las relaciones evolutivas en la Cordillera Cantábrica. Sin embargo, algunos aspectos concretos han pasado desapercibidos o se conocen únicamente en parte. Así, por ejemplo, los pólenes tienen una capacidad de dispersión elevada por lo que su interpretación no ofrece una gran precisión. Además, algunas especies no aparecen representadas en los diagramas polínicos cantábricos obtenidos hasta la fecha (Beato *et al.*, 2019b). Por tanto, es necesaria la aplicación de técnicas que nos permitan construir de forma precisa el relato geohistórico del medioambiente cantábrico. Así, el objetivo de esta comunicación es presentar los primeros resultados pedoantracológicos en la Sierra del Aramo, en orden a satisfacer la premisa anterior.

2. MÉTODOS Y MATERIALES

La Sierra del Aramo (Mapa 1) es una montaña calcárea de media altitud (Gamoniterio, 1.791 m s.n.m.) del Macizo Central Asturiano, coronada por una plataforma culminante karstificada, situada por debajo del límite superior del bosque, pero deforestada desde tiempos inmemoriales (Beato, 2018). En esta zona cacuminal no hay corrientes hídricas superficiales, pues toda el agua es drenada por un sistema subterráneo y, por tanto, no se hallan turberas ni otros depósitos sedimentarios (únicamente arcillas de descalcificación muy lavadas por las abundantes

precipitaciones) que permitan obtener testigos sedimentarios reseñables con información palinológica completa. En este sentido, el método pedoantracológico supone una herramienta fundamental para emplear en este enclave carbonatado y, por esto, se ha realizado este primer acercamiento.

La metodología empleada parte de la premisa de que en todos los suelos existen carbones producidos por la calcinación de plantas leñosas (Thinon, 1992). Por tanto, la extracción, identificación taxonómica y la datación de dichos restos vegetales carbonizados constituyen una fuente de información magnífica, toda vez que aportan datos locales con una gran resolución espacial. Además, su alto contenido en carbono permite la datación por C14, actualmente una de las técnicas más económicas para establecer cronologías.

El proceso consiste en sondeos mediante la excavación de fosas hasta alcanzar la roca madre. Tras realizar la correspondiente descripción edáfica, se extraen muestras (de unos 5 kg) de todos los horizontes cada 10-20 cm. Posteriormente se secan las muestras para obtener su peso con la menor humedad posible. La siguiente etapa es la de tamizado en húmedo, esto es, las muestras se pasan al agua por una columna de tres tamices (de 50 cm de diámetro) para obtener las fracciones de 5 mm, 2 mm y 0,8 mm por nivel de muestreo. Tras volver a secar los materiales obtenidos se extraen las partículas de carbón manualmente con la ayuda de unas pinzas entomológicas y una lupa binocular. Los fragmentos de carbón son pesados para establecer la antracomasa (relación entre los carbones y el peso en seco del nivel completo muestreado). El paso posterior es el de identificación de los fragmentos de carbón mediante la inspección, al microscopio, de la anatomía celular de la madera. La identificación es posible por la utilización de claves taxonómicas ya publicadas, la consulta de atlas de anatomía de la madera y de carbones vegetales y por comparación con los fragmentos de colecciones de referencia. El reconocimiento de los carbones se lleva a cabo bajo microscopio, utilizándose lentes de magnificación de 100x, 200x y 500x.

Mapa 1. Localización de los sondeos pedoantracológicos

Fuente: elaboración propia a partir de los materiales digitales del Instituto Geográfico Nacional.



Por último, la datación de algunos carbones (los más relevantes para la investigación) es realizada en laboratorios especializados. En concreto, se han efectuado dataciones de siete fragmentos de carbón de los dos sondeos realizados (ARAMO 1 y ARAMO 2) (Mapa 1) que fueron fechados por carbono 14 (AMS radiocarbono) en el Poznań Radiocarbon Laboratory (Polonia). Las edades de radiocarbono obtenidas se han calibrado a cal. BP utilizando el programa OXCAL 4.3 y la curva de calibración IntCal13.

3. RESULTADOS

3.1. Descripciones edáficas

El sondeo ARAMO 1 se excavó en la cara Sur del Gamoniteiro, a 1.701 m s.n.m. de altitud en una dolina colmatada por arcillas de descalcificación. La vegetación actual es el pastizal subalpino moderadamente acidificado con algunas matas dispersas de matorral petrano, *Daphne laureola* básicamente. Se profundizó hasta los 160 cm para obtener un corte limpio de 140 cm. A pesar del desarrollo vertical alcanzado no se consiguió llegar hasta el fondo del depósito. El perfil edáfico consta de un horizonte A de 30 cm y una pequeña transición de 10 cm hacia la roca madre, esto es, las arcillas de descalcificación (Tabla 1). Las características del suelo se corresponden con una formación de tipo Eutrudept.

Tabla 1. Descripción edáfica de ARAMO 1 (1.701 m s.n.m.)

Fuente: elaboración propia.

Característica / Horizonte		A	B	C1	C2
Profundidad		0-30	30-40	40-120	120-140
Color		7,5 YR 4/4	5 YR 4/6	2,5 YR 3/6	2,5 YR 4/8
Humedad		Algo húmedo	Húmedo	Húmedo	Húmedo
Manchas	Proporción	1-2%	1-2%	2-20%	2-20%
	Medida	1-2 mm	1-2 mm	> 15 mm	> 15 mm
	Forma	Irregular	Irregular	Irregular	Irregular
	Naturaleza	Hu.	Hu.	Hu. Ox.	Hu. Ox.
Elementos Gruesos	Proporción	1-5%	1-5 %	1-5 %	1-5 %
	Medida	0,6-2 cm	0,6-2 cm	2-6cm, 2-25cm	2-6cm 2-25cm
	Forma	Subang-pla	Subang-pla	Subang-pla-tab	Subang-pla-tab
	Litología	Caliza	Caliza	Caliza	Caliza
Clase textural		F Ac	Ac	Ac	Ac
Estructura		Débil	Fuerte	Fuerte	Fuerte
Trans. con límite inf.	Amplitud	Gradual	Gradual	Gradual	
	Forma	Plana	Plana	Plana	
Cons.	Plasticidad	No plástico	Plástico	Muy plástico	Muy plástico
	Dureza	Suelto	Algo duro	Algo duro	Algo duro
Materia Orgánica		Hor. org.?	0,2-3%	0,2-3%	0,2-3%
Humus		Mull carbo.	Mull carbo.		

El sondeo ARAMO 2 se efectuó en la zona cimera al NE de El Angliru, a 1.611 m s.n.m. de altitud. En concreto, es una depresión abierta con cierta inclinación hacia el N, cubierta por arcillas y bloques, con pasto montano acidificado y un tanto nitrificado. Los afloramientos rocosos circundantes presentan matas de *Genista hispanica* subsp. *occidentalis* y vegetación casmófita con *Ribes alpinum*, *Berberis vulgaris* subsp. *cantabrica* y *Rhamnus alpina*. Se alcanzó la roca madre profundizando hasta los 100 cm, obteniéndose un perfil limpio de 90 cm. Su descripción es sencilla: un suelo Cryorthent típico con un horizonte A de 10-15 cm y una transición mínima a las arcillas de descalcificación con un mayor contenido rocoso hacia el fondo (Tabla 2).

Tabla 2. Descripción edáfica de ARAMO 2 (1.611 m s.n.m.)

Fuente: elaboración propia.

Característica / Horizonte		A	B-C	C1	C2
Profundidad		0-10	10-20	20-60	60-90
Color		5 YR 3/4	5 YR 3/4	2,5 YR 4/6	2,5 YR 3/6
Humedad		Algo húmedo	Algo húmedo	Algo húmedo	Algo húmedo
Manchas	Proporción	<1%	<1%	<1%	<1%
	Medida	1-2 mm	1-2 mm	1-2 mm	5-15 mm
	Forma	Irregular	Irregular	Irregular	Irregular
	Naturaleza	Hu.	Hu.	Hu. Ox.	Hu. Ox.
Elementos Gruesos	Proporción	0	0	0	16-35%
	Medida	-	-	-	2-25 cm
	Forma	-	-	-	Angular-tab-esf
	Litología	-	-	-	Caliza
Clase textural		F Ac	Ac	Ac	Ac
Estructura		Débil	Fuerte	Fuerte	Fuerte
Trans. con límite inf.	Amplitud	Gradual	Neta	Gradual	
	Forma	Plana	Plana	Plana	
Cons.	Plasticidad	Algo plástico	Muy plástico	Muy plástico	Muy plástico
	Dureza	Suelto	Algo duro	Algo duro	Algo duro
Materia Orgánica		Hor. org.	0,2-3%	0,2-3%	0,2-3%
Humus		Mull carbo.	Mull carbo.		

3.2. Identificaciones taxonómicas y pesos

La identificación taxonómica de los fragmentos de carbón está ofreciendo interesantes resultados, pues se han encontrado carbones de especies potencialmente arbóreas, lo cual es de gran relevancia si tenemos en cuenta que los dos sondeos en los que se ha completado la identificación están en zonas absolutamente deforestadas. Las labores de identificación y pesado ofrecen otros resultados preliminares interesantes a la espera de completar los análisis pendientes y finalizar los transectos con más sondeos pedoantracológicos que nos permitan una reconstrucción más precisa de la evolución de la cubierta vegetal y los eventos de incendio. De ARAMO 1 cabe señalar que, a pesar de la escasa antracomasa general (28,77 mg/kg), especialmente en los niveles inferiores donde apenas se han encontrado carbones (tal y como cabía esperar por su condición de depósito antiguo de arcillas de descalcificación), se han hallado algunos fragmentos que han podido ser identificados con precisión, aunque lo general ha sido que por su mal estado, vitrificación y nimio tamaño esto no haya sido posible (Tabla 3).

En efecto, la mayor parte de las piezas de carbón se corresponden con pequeñas ramitas (milimétricas) muy vitrificadas, en las que apenas había estructuras celulares que analizar entre la corteza y la médula. Por esto, en la mayoría de los casos el plano transversal se encontraba fundido, no se podían apreciar radios y únicamente se constataba la existencia de vasos (poros en el transversal) y estructuras propias de las angiospermas. Así mismo, es necesario destacar el hallazgo de carbones de leñosas que hoy en día no se encuentran a esta altitud en el Aramo ni en las cercanías del punto de sondeo. En concreto, se recopilieron 3 fragmentos de *Fagus*, 4 de *Ilex*, 2 de *Corylus* y 12 correspondientes a *Ericaceae*. En los roquedos, a unos 100-150 m por debajo del área analizada (1.550-1.600 m s.n.m. de altitud), sí aparecen ejemplares

arbustivos de *Juniperus alpina* y *Taxus baccata* de los que se han recuperado 3 piezas de cada taxón además de otro de una conífera sin determinar. Sin embargo, lo más llamativo ha sido la aparición de 158 fragmentos (0,454 g) de angiospermas sin determinar, que en su mayoría se corresponden con ramas de tamaño nimio y otras demasiado vitrificadas para concretar más la identificación.

Tabla 3. Datos de identificación y pesos de ARAMO 1 (1.701 m s.n.m.)

Fuente: elaboración propia.

	Nivel 1		Nivel 2		Nivel 3		Nivel 4		Nivel 5		Nivel 6		Total	
Peso (kg)	6,6		4,8		5,8		5,4		5,8		5,7		34,1	
Fracción 5 mm	1,779		0,957		0,202		0,965		1,002		1,58		6,485	
Fragmentos ident. (n°)	100		92		23		9		4		11		239	
Fragmentos ident. (g)	0,2591		0,2657		0,0524		0,0409		0,0049		0,0109		0,6339	
Fragmentos. Total (g)	0,4005		0,2804		0,0571		0,0409		0,0049		0,0109		0,7947	
Antracomasa (mg/kg)	83,0741		72,9638		10,2001		9,2221		1,0213		2,6456		28,7778	
TAXONES	n°	(g)	n°	(g)	n°	(g)	n°	(g)	n°	(g)	n°	(g)	n°	(g)
Conífera sin det.	1	0,0001	0	0	0	0	1	0,0019	0	0	1	0,0008	3	0,0028
Angiosperma sin det.	71	0,1881	66	0,2372	17	0,0274	1	0,0006	0	0	3	0,0009	158	0,4542
<i>Corylus</i>	2	0,002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,002
<i>Fagus</i>	3	0,0161	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0,0161
Ericaceae tp. calluna	5	0,0122	4	0,0057	3	0,0033	0	0	0	0	0	0	12	0,0212
<i>Ilex</i>	3	0,002	1	0,0007	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0,0027
Conífera tp. <i>Juniperus</i>	2	0,0012	1	0,0021	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0,0033
Abolutamente vitrific.	13	0,0374	17	0,0192	3	0,0217	7	0,0384	4	0,0049	7	0,0092	51	0,1308
<i>Taxus baccata</i>	0	0	3	0,0008	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0,0008

En cuanto a ARAMO 2, los resultados han sido más fructíferos por la cantidad de carbones, su estado y el peso de algunos fragmentos. Si bien es cierto que la antracomasa es de nuevo muy pobre (23,75 mg/kg), no obstante, los dos niveles más superficiales concentran la mayor parte de las muestras (0,72 g de los 0,8 totales). Aunque el número de angiospermas (sin especificar) es de nuevo muy alto (83 piezas con un peso conjunto de 0,2 g), el taxón que predomina entre las identificaciones es *Taxus baccata* con un peso total de 0,21 g y presente en todos los niveles del sondeo, incluso en los inferiores donde apenas se encontraron carbones y son todos monoespecíficos (Tabla 4). Otro hecho significativo es la mayor diversidad taxonómica y de elementos potencialmente arbóreos como *Salix*, *Betula*, *Quercus* (planocaducifolio) y *Fraxinus*. En la actualidad, ninguno de estos ni otros taxones alcanza una altitud superior a los 1.600 m s.n.m. en todo el Aramo. En cuanto a las arbustivas: *Corylus*, *Prunus*, *Ericaceae* y *Leguminosae* alcanzan cotas cercanas pero inferiores y no cerca del punto de sondeo. Sólo *Berberis* fue identificada en un roquedo cercano.

En definitiva, ha sido un hallazgo muy significativo y relevante encontrar en ámbitos absolutamente deforestados en la actualidad, utilizados como pastizales desde tiempos inmemoriales, carbones correspondientes a especies potencialmente arbóreas. Si bien ARAMO 1 presenta una mayor pobreza como se corresponde a unas condiciones más duras para las plantas debido a la altitud, ARAMO 2 (aun así, por encima de los 1.600 m s.n.m.) muestra una gran biodiversidad. Es revelador en sendos casos la presencia también de *Corylus*, *Ilex*, *Juniperus*, ericáceas y, especialmente de *Taxus*.

Tabla 4. Datos de identificación y pesos de ARAMO 2 (1.611 m s.n.m.)

Fuente: elaboración propia.

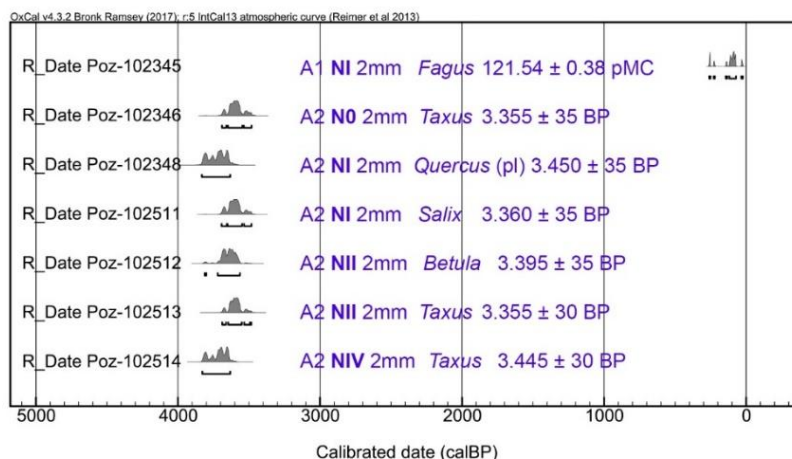
	Nivel 0		Nivel 1		Nivel 2		Nivel 3		Nivel 4		Total	
Peso (kg)	5,5		4,8		8,3		9,6		8,2		36,4	
Fracción 5 mm	0,498		0,123		0,11		1,37		0,43		2,531	
Fragmentos ident. (n°)	100		100		30		1		4		235	
Fragmentos ident. (g)	0,4313		0,208		0,0718		0,0008		0,009		0,7209	
Fragmentos. Total (g)	0,419		0,3041		0,0718		0,0008		0,009		0,8047	
Antracomasa (mg/kg)	83,7665		65,0203		8,7668		0,0972		1,1583		23,7592	
TAXONES	n°	(g)	n°	(g)	n°	(g)	n°	(g)	n°	(g)	n°	(g)
Angiosperma	41	0,1195	31	0,0606	11	0,0212	0	0	0	0	83	0,2013
Taxus baccata	30	0,0985	34	0,0795	9	0,0296	1	0,0008	4	0,009	78	0,2174
Betula	1	0,0025	3	0,004	3	0,0105	0	0	0	0	7	0,017
Corylus	6	0,144	4	0,0035	0	0	0	0	0	0	10	0,1475
Ericaceae tp. calluna	8	0,0203	6	0,0128	0	0	0	0	0	0	14	0,0331
Ilex	1	0,0072	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,0072
Absolutamente vitrific.	13	0,0393	5	0,0076	6	0,0101	0	0	0	0	24	0,057
Berberis	0	0	1	0,0042	0	0	0	0	0	0	1	0,0042
Conífera	0	0	1	0,0008	0	0	0	0	0	0	1	0,0008
Fraxinus	0	0	1	0,0033	0	0	0	0	0	0	1	0,0033
Leguminosae	0	0	3	0,0049	0	0	0	0	0	0	3	0,0049
Prunus tp. spinosa	0	0	1	0,0006	0	0	0	0	0	0	1	0,0006
Prunus tp. avium	0	0	3	0,0066	0	0	0	0	0	0	3	0,0066
Quercus planocaducifol.	0	0	2	0,013	0	0	0	0	0	0	2	0,013
Salix	0	0	5	0,0066	0	0	0	0	0	0	5	0,0066
Conífera tp. Juniperus	0	0	0	0	1	0,0004	0	0	0	0	1	0,0004

3.3. Dataciones

Los resultados son muy expresivos toda vez que 6 de las 7 muestras tienen una edad entre 3355 y 3450 años BP (Figura 1). La única que se encuentra fuera de ese rango es un fragmento de *Fagus* subactual hallado en ARAMO 1 con peso suficiente para ser datado. Es importante subrayar que el haya no llega ni siquiera en forma arbustiva a estas cotas y, sin embargo, en algún momento reciente sí lo ha hecho. En lo que respecta a ARAMO 2, que concentra el grueso de las dataciones, se constata la migración de partículas dentro del suelo, máxime cuando fragmentos de la misma fecha aparecen con una distancia de 60 cm de profundidad y unos más antiguos aparecen sobre otros más recientes. Sea como fuere, en un rango temporal de 100 años y en plena Edad del Bronce, hubo uno o varios incendios que calcinaron la cubierta forestal del punto muestreado, en concreto, un bosque mixto de planocaducifolios y tejos.

Figura 1. Dataciones de las muestras analizadas

Fuente: elaboración propia.

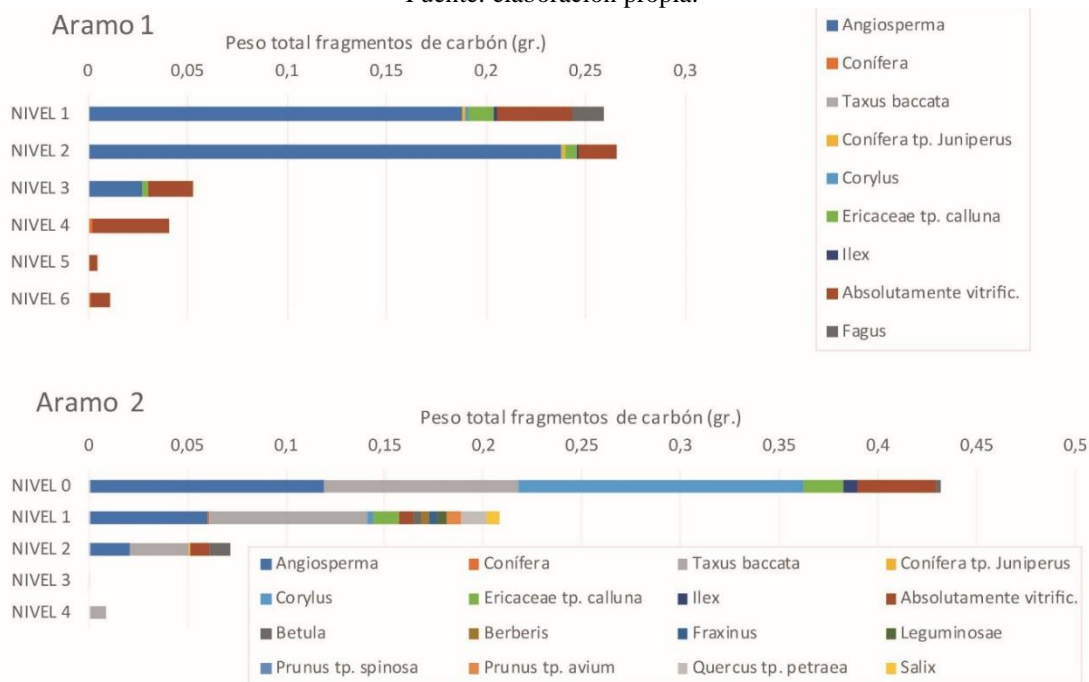


4. DISCUSIÓN

El peso y la cantidad de los fragmentos de carbón extraídos son escasos (Figura 2) y muestran similitudes con los datos obtenidos en estudios pedoantracológicos en el límite superior del bosque en los Pirineos. Sin embargo, estos se realizaron a mucha mayor altitud: Cunill (2010) y Cunill *et al.* (2012 y 2015) obtuvieron antracomasas de unos 100 mg/kg (1.995-2.200 m s.n.m.) y cercanas a los 10 mg/kg entre los 2.300 y 2.500 m s.n.m. Muy diferentes son los resultados de montañas más meridionales como la Sierra de Gredos, toda vez que García *et al.* (2017) calcularon 23.487,03 mg/kg a 1.700 m s.n.m. y 2.678,31 mg/kg a 2.200 m s.n.m.; o Sierra Bermeja con 74.000 mg/kg en un nivel a 1.300-1.400 m s.n.m. (Olmedo-Cobo *et al.*, 2017).

Figura 2. Pesos (g) por identificación taxonómica y nivel

Fuente: elaboración propia.



5. CONCLUSIONES

Queda demostrado que la aplicación del método pedoantracológico es muy adecuado para estudios a escala local y, especialmente, para lugares donde es difícil aplicar otras técnicas de análisis paleoecológicas y reunir datos sobre taxones que estas pueden ignorar. Así se infiere de los resultados preliminares de la Sierra del Aramo, donde no se pueden realizar análisis palinológicos que abarquen periodos temporales relevantes debido a su naturaleza kárstica y se han hallado carbones de árboles que no aparecen en los diagramas polínicos asturianos hasta la fecha. Igualmente, este trabajo constata la importancia de la Edad del Bronce en cuanto a la colonización de los espacios de montaña por los grupos humanos. No obstante, la potencialidad de este método de análisis en un área como la Cordillera Cantábrica exige continuar con el proceso de investigación y promete resultados muy interesantes que ayudarán a completar el marco general evolutivo creado a partir de otras técnicas paleoecológicas.

Agradecimientos

Este pequeño trabajo es resultado de un gran esfuerzo colectivo. Muchas gracias a Manuel Rodríguez Rastroero, la familia Cobos (Toulouse-Otívar), la familia Fernández-Conde de Las Casas del Puente (Salas), Héctor Rato Martín, Sergio Rato, Ícaro Obeso Muñiz, Marco de la Rasilla, Marta Alonso Guervós, al GRAMP (Barcelona) y al GEODE (Toulouse). Salvador Beato agradece a la Fundación Alvargonzález la concesión de la XXVI Ayuda de investigación Ramón de la Sagra para completar el proyecto “Dinámica paleoecológica del Macizo Central Asturiano a través de un transecto pedoantracológico”.

REFERENCIAS

- Bal, M.C.; Pèlach, A.; Pérez, R.; Julia, R.; Cunill, R. (2011). Fire history and human activities during the last 3300cal yr BP in Spain's Central Pyrenees: The case of the Estany de Burg. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 300(1-4): 179-190.
- Bal, M.C.; Allée, P.; Liard, M. (2015). The origins of a *Nardus stricta* grassland through soil charcoal analyses: reconstructing the history of a mountain cultural landscape (Mont Lozère, France) since the Neolithic. *Quat. Int.*, 366: 3-14.
- Beato, S. (2018). *El patrimonio natural de la Sierra del Aramo (Montaña Central Asturiana) y la evolución de su paisaje*. Oviedo: Universidad de Oviedo, Dpto. Geografía: Tesis Doctoral inédita.
- Beato, S.; Poblete, M.Á.; Marino, J.L. (2019a). Snow avalanches, land use changes, and atmospheric warming in landscape dynamics of the Atlantic mid-mountains (Cantabrian Range, NW Spain). *Applied Geography*, 107: 38-50. [doi:10.1016/j.apgeog.2019.04.007](https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2019.04.007)
- Beato, S.; Poblete, M.Á.; Cunill, R. (2019b). *Taxus baccata* en la Sierra del Aramo (Macizo Central Asturiano). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 81(2772): 1-30. [doi:10.21138/bage.2772](https://doi.org/10.21138/bage.2772)
- Carcaillet, C.; Bergman, I.; Delorme, S.; Hornberg, G.; Zackrisson, O. (2007). Long-term fire frequency not linked to prehistoric occupations in northern Swedish boreal forest. *Ecology*, 88(2): 465-477.
- Carracedo, V.; Cunill, R.; García-Codron, J.C.; Pèlach, A.; Pérez, R.; Soriano, J.M. (2017). Fuentes para la geografía histórica de los incendios forestales. Algunas consideraciones metodológicas. *Cuadernos Geográficos de la Universidad de Granada*, 56(3): 66-89.
- Cunill, R. (2010): *Estudi interdisciplinari de l'evolució del límit superior del bosc durant el període holocènic a la zona de Plaus de Boldís-Montarenyo, Pirineu central català. Pedoantracologia, palinologia, carbons sedimentaris i fonts documentals*. Barcelona: Universitat Autònoma de Barcelona: Tesis Doctoral inédita.

- Cunill, R.; Soriano, J.M.; Bal, M.C.; Pèlachs, A.; Pérez-Obiol, R. (2012). Holocene treeline changes on the south slope of the Pyrenees: a pedoanthracological analysis. *Vegetation History and Archaeobotany*, 21: 373-384.
- Cunill, R.; Métaillé, J.P.; Galop, D.; Poublanc, S.; De Munnik, N. (2015). Palaeoecological study of Pyrenean lowland fir forests: Exploring mid-late Holocene history of *Abies alba* in Montbrun (Ariège, France). *Quat. Int.*, 366: 37-50.
- García, S.; Bal, M.C.; Allée, P.; García-Amorena, I.; Rubiales, J.M. (2017). Holocene treeline history of a high-mountain landscape inferred from soil charcoal: The case of Sierra de Gredos (Iberian Central System, SW Europe). *Quat. Int.*, 457: 85-98.
- Nadal, J.; Pèlach, A.; Soriano, J.M.; Molina, D.; Cunill, R.; Bal, M.C. (2009). Mètodes per a l'estudi transdisciplinari del paisatge d'arees de muntanya. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 55: 147-170.
- Olmedo-Cobo, J.A.; Cunill-Artigas, R.; Martínez-Ibarra, E.; Gómez-Zotano, J. (2017). Paleoecología de *Abies* sp. en Sierra Bermeja (sur de la península ibérica) durante el Holoceno Medio a partir del análisis pedoantracológico. *Bosque*, 38(2): 259-270. [doi:10.4067/S0717-92002017000200004](https://doi.org/10.4067/S0717-92002017000200004)
- Pèlachs, A. (2005). *Deu mil anys de geohistòria ambiental al Pirineu central català. Aplicació de les tècniques paleogràfiques per a l'estudi del territori i el paisatge a la Coma de Burg i a la Vall Ferrera*. Barcelona: Universitat Autònoma de Barcelona, Dpto. de Geografia: Tesis Doctoral.
- Quednau, T.; Ludemann, T. (2017). First pedoanthracological study in the Black Forest, SW Germany. *Quat. Int.*, 457: 131-139.
- Robin, V.; Knapp, H.; Bork, H.R.; Nelle, O. (2013a). Complementary use of pedoanthracology and peat macro-charcoal analysis for fire history assessment: illustration from Central Germany. *Quat. Int.*, 289: 78-87.
- Robin, V.; Talon, B.; Nelle, O. (2013b). Pedoanthracological contribution to forest naturalness assessment. *Quat. Int.*, 289: 5-15.
- Robin, V.; Nelle, O.; Talon, B.; Poschod, P.; Schwartz, D.; Bal, M.C.; Allée, P.; Vernet, J.L.; Dutoit, T. (2018). A comparative review of soil charcoal data: Spatiotemporal patterns of origin and long-term dynamics of Western European nutrient-poor grasslands. *Holocene*, 28(8): 1313-1324.
- Saulnier, M.; Talon, B.; Edouard, J.L. (2015). New pedoanthracological data for the long-term history of forest species at mid-high altitudes in the Queyras Valley (Inner Alps). *Quat. Int.*, 366: 15-24.
- Talon, B. (1997). *Evolution des zones supra-forestières des Alpes sud-occidentales françaises au cours de l'Holocène, analyse pedoantracologique*. Marseille: Universidad de Aix-Marseille III: Tesis Doctoral inédita.
- Talon, B.; Carcaillet, Ch.; Thinin, M. (1998). Études pédoantracologiques des variations de la limite supérieure des arbres au cours de l'Holocène dans les Alpes françaises. *Géographie physique et Quaternaire*, 52(2): 1-14.
- Thinin, M. (1992). *L'analyse pédoantracologique: aspects méthodologiques et applications*. Marseille: Universidad de Aix-Marseille III: Tesis Doctoral inédita.

LA BIOGEOGRAFÍA COMO HERRAMIENTA PARA EL ESTUDIO DE LAS PLANTAS DEL ANTIGUO EGIPTO: LA PLANTA *itrw* Y LA EXPRESIÓN *sft gšī*

Maravillas Boccio

Institut d'Estudis del Pròxim Orient Antic. Universitat Autònoma de Barcelona. maboccio@gmail.com

RESUMEN

En este artículo se pone de manifiesto la necesidad de introducir las ciencias biológicas para avanzar en el ámbito de la egiptología y cómo la biogeografía es un instrumento fundamental en el proceso de identificación de las plantas del Egipto antiguo. Para ilustrarlo se presentan dos ejemplos que se hallan en contextos diferentes: una palabra *itrw*, y un sintagma nominal, *sft gšī*.

La palabra *itrw* se encuentra en el ámbito de la medicina y su grafía hace pensar, sin duda, que se trata de una planta. En cambio, *sft gšī* proviene de la esfera literaria, de un cuento, y es una expresión que *a priori* no define una planta.

La planta *itrw* solo está documentada en el papiro médico Brooklyn 47.218.48/85. Su identificación se basa en la descripción del fragmento 90a. Tradicionalmente *itrw* se identifica con *Capparis decidua*, pero la distribución geográfica de dicha planta difiere de la distribución de la planta *itrw* según lo expresado en §90a. Así pues, estudiando el contenido de §90a y atendiendo a la biogeografía de la planta *itrw*, se puede identificar con *Prosopis farcta*.

En el *Cuento de los dos hermanos* o papiro de Orbiney se encuentra la expresión *sft gšī*. El documento describe la escena y la acción en la que aparece dicha locución. Una lectura biogeográfica de la escenografía ofrece la información suficiente para pensar que *sft gšī* es una planta que puede ser identificada como *Cladium mariscus*.

Palabras clave: botánica, fitoegiptología, escritura jeroglífica.

ABSTRACT

This paper underscores the need to apply the biological sciences for the purpose of advancing in the field of Egyptology, showing that biogeography is a fundamental instrument in the process of identifying the plants of ancient Egypt. To illustrate this point, two examples from different contexts are given: one is a word, *itrw*, and the other is a noun phrase, *sft gšī*.

The word *itrw* belongs to the sphere of medicine and the way it is written leads one to think that it undoubtedly refers to a plant. On the other hand, *sft gšī* belongs to the literary sphere, being found in a story, and it is an expression that does not, *a priori*, designate a plant.

The plant *itrw* is only recorded in the medical papyrus Brooklyn 47.218.48/85. Its identification is based on the description of fragment 90a. *itrw* has traditionally been identified with *Capparis decidua*, but the geographical distribution of that plant differs from that of the plant *itrw* according to what is expressed in §90a. Therefore, on the basis of the content of §90a and of the biogeography of the plant *itrw*, this plant may be identified as *Prosopis farcta*.

The *Tale of Two Brothers* or Papyrus D'Orbiney contains the expression *sft gšī*. This document describes the scene and action in which this expression appears. A biogeographical reading of the scenography provides sufficient information to allow one to think that *sft gšī* is a plant and that it may be identified as *Cladium mariscus*.

Keywords: botany, phyto-Egyptology, hieroglyphic writing.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Boccio, M. (2020). La Biogeografía como herramienta para el estudio de las plantas del antiguo Egipto: la planta *itrw* y la expresión *sft gšī*. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 41-48.

1. INTRODUCCIÓN

La lengua egipcia tiene un gran número de palabras que hacen referencia a términos botánicos, sin embargo, tradicionalmente las plantas no han despertado un gran interés entre los egiptólogos. Los pocos autores que se han adentrado en esta materia han sido principalmente historiadores y sus estudios se han basado, en general, en la mitología o la lingüística comparada.

Es interesante observar cómo en las fuentes documentales egipcias se pone de manifiesto la relación de las plantas con el territorio.

Hay textos egipcios que indican explícitamente el origen de las plantas, como es el caso del cuento del *Campesino elocuente*. En esta narración aparece un listado de plantas procedentes de un oasis. Así pues, para poder identificar dichas plantas, los oasis tienen que estar incluidos en su área de distribución.

La biogeografía también es significativa para la identificación de las plantas de importación. Un ejemplo sería la famosa expedición a Punt de la reina Hatshepsut. En los textos y la iconografía que relatan el viaje aparecen plantas muy apreciadas por los egipcios, que las consideran exóticas. Por tanto, para poderlas identificar se han de considerar plantas con una distribución más meridional que comprenda Somalia, Etiopía y el Yemen, zona que correspondería al país de Punt.

Así mismo, la biogeografía era importante para los propios egipcios. Hay plantas cuyo nombre egipcio indica su área de distribución. Un ejemplo es la planta *m3tt*. En los textos se encuentra *m3tt-mh3t* “planta *m3tt* del delta” y *m3tt-h3st* “planta *m3tt* del desierto” y que corresponderían a especies diferentes.

2. METODOLOGÍA

La identificación de plantas del antiguo Egipto se basa en un esquema metodológico que consta de dos partes principales: fuentes arqueológicas y fuentes bibliográficas. Las primeras están integradas por documentos egipcios, como textos, restos arqueológicos o iconografía a partir de las cuales se puede obtener información sobre las plantas del antiguo Egipto; por el contrario, las fuentes bibliográficas engloban la bibliografía dedicada a las plantas de Egipto desde diferentes temáticas (Boccio, 2018).

3. LA PLANTA *itrw*

3.1. El papiro Brooklyn 47.218.48/85

El papiro de Brooklyn 47.218.48/85, también conocido como papiro de las serpientes o papiro médico de Brooklyn, fue publicado por Serge Sauneron en 1989 y reeditado en 2012.

El documento está formado por dos rollos de papiro registrados en el museo de Brooklyn con los números 47.218.48 y 47.218.85. El nº 47.218.48 corresponde a la mitad superior del manuscrito original con aproximadamente 14 líneas de escritura. El nº 47.218.85 comprende la mitad inferior, con 12 líneas de escritura. La unión de los dos rollos alcanza una dimensión de 27 x 175 cm. El papiro no está completo, falta la primera mitad de la primera página, aunque se conservan pequeños fragmentos atribuibles a este documento que podrían corresponder a la parte desaparecida.

Está escrito en hierático con una escritura densa, pequeña y regular. Tiene numerosas rúbricas al comienzo de los párrafos o indicando las cantidades de los ingredientes en las recetas.

La datación del papiro es difícil de establecer según Sauneron. Dicho autor lo ubica en la dinastía XXX o principios de la Época Ptolemaica (Sauneron, 2012). Actualmente el museo de Brooklyn fecha el documento entre los siglos VI-IV a.C. (Brooklyn Museum, 2019).

El origen del documento es desconocido. Formaba parte de un lote de papiros comprados por Charles Edwin Wilbour (1833-1891) (Dawson y Uphill, 1995) que posteriormente su hija Theodora Wilbour legó al museo de Brooklyn.

El contenido del manuscrito se divide en dos partes o tratados. La primera parte es una lista de treinta y ocho apartados que describen otras tantas especies de lo que en egipcio se denomina ḥf3 “serpiente”. Puesto que falta la primera parte del papiro se desconoce su título. Pero analizando su contenido y teniendo en consideración que el último pasaje de la primera parte termina con la expresión rubricada “*Au total: serpent(s) et spécification de(s) morsure(s): 38 chapitres*” (Sauneron, 2012: 35), Letellier ha propuesto el título de wpt-dmt “*Analyse des morsures*” (Letellier, 1991: 261) para el primer tratado. La segunda parte del papiro está completa y comienza con la siguiente rúbrica: “*Commencement de l’antidotaire donnant la composition des remèdes pour se débarrasser du venin de tout serpent mâle, de tout serpent femelle, de tout scorpions, de toute tarentule et de tout reptile*” (Sauneron, 2012: 53). Si el primer tratado se podría considerar de tipo naturalístico con la descripción de diferentes especies de “serpientes”, el segundo tratado puede incluirse en el *corpus* médico egipcio al ofrecer remedios para mordeduras venenosas de un conjunto de animales, como así se indica a su comienzo.

3.2. El fragmento 90a

En la segunda parte del papiro Brooklyn 47.218.48/85 se encuentra §90a. Es un fragmento de texto que recoge una receta médica para tratar cualquier mordedura de serpiente. §90a es uno de los pocos documentos escritos en hierático de temática botánica, pues la mayor parte del contenido se dedica a describir la planta itrw . La traducción del texto no es sencilla ya que aparecen palabras cuyo significado se desconoce o bien es ambiguo. Sí se sabe que §90a compara diferentes partes de la planta itrw con las de otras plantas.

La transcripción jeroglífica de §90a es la siguiente (Sauneron, 2012: 120):



3.3. La identificación de itrw y la biogeografía

La planta itrw solamente está documentada en el papiro Brooklyn 47.218.48/85, se trata pues de un *hápx*. La singularidad del fragmento 90a permite identificar esta planta. La relación de la palabra egipcia itrw con una planta concreta está condicionada a lo descrito en el §90a.

El análisis completo de §90a no es objeto de este artículo, solamente se estudiará la parte referente a la biogeografía.

La primera frase de §90a, después de la prescripción, tiene un alto contenido biogeográfico. “*itrw* crece en *Hebenti*”. Esta expresión indica el área de distribución de la planta, pues *Hebenti* designa un “lugar” (Hannig, 1997: 1362).

Para Sauneron (2012) *Hebenti* hace referencia a la ciudad de Hibis. Hibis es la antigua ciudad egipcia de *Hebet* “el arado” ubicada junto a la actual ciudad del oasis de Kharga (Wilkinson, 2000) en el desierto occidental. No obstante, a la hora de designar el sector donde crece la planta, Sauneron estima una zona geográfica de superficie razonable, por tanto, más que el nombre de ciudad, *Hebenti* podría corresponder a una unidad geográfica que incluiría todo el oasis de Kharga.

El oasis de Kharga se encuentra en el suroeste del desierto occidental de Egipto dentro de la región hiperárida (Ayyad *et al.*, 1984). Esta región se caracteriza por inviernos suaves (temperatura media del mes más frío entre 10° y 20°C) y veranos muy calurosos (temperatura media del mes más cálido superior a 39°C) (Zahran y Willis, 2009).

Queda claro que la receta ubica *itrw* en el entorno del oasis de Kharga. El hecho de revelar un área de distribución para la planta implica su frecuencia en la zona.

3.3.1. *İtrw* y *Capparis decidua*

Sauneron reconoce la dificultad de traducción que presenta el texto, pero a pesar de ello “*m’a proposé d’identifier cette plante à la Capparis decidua*” (Sauneron, 2012: 120, nota 1).

Si *itrw* se identifica con *C. decidua*, *C. decidua* ha de cumplir todo lo expresado en §90a.

Capparis decidua es un arbusto o árbol pequeño, de unos 4 m, de la familia de las capparáceas. Las hojas son escasas, aparecen en las ramas jóvenes y rápidamente caen; las estípulas son pequeñas y espinosas. Las flores son axilares formando grupos de 2-5; los pétalos, de 0,8-1,2 cm, son rojos. El fruto es una baya amarilla o roja casi esférica (con diámetro de 0,6-1 cm), pubescente y largamente pedunculada con un número variable de semillas en su interior (Täckholm, 1954; Boulos, 1999).

En los oasis de Kharga y Dakhla (desierto occidental) se han establecido once comunidades de vegetación xérica. *Capparis decidua* forma parte del estrato arbustivo de las comunidades de *Calotropis procera* y de *Prosopis farcta*.

La comunidad de *Calotropis procera* es común en el oasis de Kharga y rara en el de Dakhla. El estrato arbustivo es muy notable. Está dominado por *Prosopis farcta* y *Tamarix nilotica* con presencia de *Capparis decidua*. En la comunidad de *Prosopis farcta*, domina el estrato arbustivo con abundante presencia de *Capparis decidua*, *Calotropis procera*, *Maerua crassifolia* y *Tamarix nilotica* (Zahran y Willis, 2009).

Capparis decidua está presente en el oasis de Kharga, pero no de forma tan destacable como cabría esperar según §90a. Es cierto que las condiciones del territorio han cambiado desde la época faraónica hasta la actualidad, pero es imposible no hacer comparaciones de este tipo.

Un estudio del resto de las características de *itrw* descritas en §90a determina que no existe una correlación sustancial entre *itrw* y *Capparis decidua*.

3.3.2. Propuesta de nueva identificación de *itrw*

Una posible identificación de *itrw* sería *Prosopis farcta*. Se trata de una planta que se adapta perfectamente a lo descrito en §90a.

En este apartado solamente se analizará la presencia de *Prosopis farcta* en Kharga puesto que “*itrw* crece en *Hebenti*”.

Prosopis farcta se puede encontrar en la bibliografía por los sinónimos *Mimosa farcta*, *Prosopis stephania* o *Lagonychium farctum*. Se trata de un arbusto de la familia de las

leguminosas. Su altura varía de 50 cm hasta más de 2 m de altura. Es muy ramificado y espinoso. Las hojas son compuestas por folíolos agudos. Las flores se reúnen en racimos, miden 3-4 mm y son de color amarillo pálido o crema. El fruto es una legumbre purpúrea-marrón de más de 4 cm de largo y 3 cm de ancho. Las semillas miden 7 x 4 mm, son ovaladas y de color marrón (Täckholm, 1954; Boulos, 1999).

Prosopis farcta tiene su distribución en el área Irano-Tunecina (Takhtajan, 1986) y penetra en el área mediterránea en zonas cultivadas y en lugares de alta salinidad (Waisel, 1972). Es un arbusto del desierto que rara vez se encuentra en el delta del Nilo, en la costa este mediterránea y en el sur del desierto oriental. Predomina en los oasis de Kharga y Dakhla constituyendo un componente básico de los matorrales. Crece en los márgenes de los carrizales y en los ámbitos salobres de Kharga, aunque puede ser muy abundante en los ambientes xéricos. Es una de las principales especies de los oasis de Kharga y Dakhla, forma parte de nueve de las once comunidades de vegetación xérica, dando nombre a una de ellas. En la comunidad de *Prosopis farcta* predomina el estrato arbustivo. El estrato arbóreo está presente con algunos ejemplares de *Acacia nilotica* y *Phoenix dactilifera* (Zahran y Willis, 2009).

4. LA EXPRESIÓN *sft gšī*

4.1. El papiro de Orbiney

El nombre del papiro se debe a Elisabeth d'Orbiney que lo compró en Italia. Más tarde, en 1857, lo vendió al British Museum (Léfèbvre, 1949) donde se encuentra en la actualidad con el número de catálogo EA10183,10. El papiro está formado por 10 hojas unidas que configuran un rectángulo de 19 cm de alto por 64 cm de ancho (British Museum, 2019).

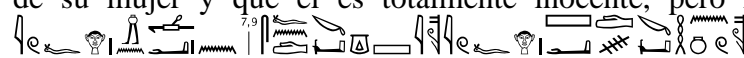
El texto ha sido datado en la dinastía XIX durante el reinado de Sety II (Galán, 1998).



El documento también se conoce como el *Cuento de los Dos Hermanos*. Se trata de una de las obras literarias más célebres del antiguo Egipto. Es el primer cuento egipcio traducido a una lengua moderna, el francés, por Emmanuel de Rouge en 1852. No se conoce ninguna otra copia del manuscrito.

Los protagonistas del *Cuento* se presentan al principio como dos hermanos, dedicados al trabajo agrícola: el más joven, Bata, trabaja para su hermano mayor, Inpu, casado y al que considera como su padre.

En el *Cuento* se puede distinguir dos historias distintas. La primera tiene como argumento central el intento de seducción de Bata por parte de su cuñada, con su desenlace implacable. La segunda, después de la huida de Bata al Valle del 'š, narra sus metamorfosis y las diversas etapas de su venganza, antes de su acceso al trono de Egipto y la transmisión del poder real a su hermano Inpu (Mathieu, 2015).

4.2. El escenario de *sft gšī*

Cuando Inpu conoce, por parte de su mujer, la supuesta traición de Bata corre tras él y Bata, desesperado, invoca a Re-Harakhtes. El dios hace surgir una gran masa de agua (literalmente: “una de agua”) llena de cocodrilos entre ambos hermanos, de tal forma que cada uno de ellos se encontraba en una orilla. Bata explica a su hermano mayor que todo ha sido una invención de su mujer y que él es totalmente inocente, pero Inpu no le cree. En ese momento  (Gardiner, 1932) “él (Bata) buscó un *sft gšī* y se cortó su falo” que lo lanzó al agua y un siluro se lo tragó.

El *Cuento* describe como cada uno de los hermanos se encuentra en lados opuestos de una gran cantidad de agua creada, de forma mágica, por Re-Harakhtes. Además, el texto revela la presencia de  “cocodrilos” y  traducido como “siluro”, dos animales que se encuentran en aguas tranquilas continentales. Con estas premisas se puede pensar que el diálogo entre Inpu y Bata se desarrolla en un ambiente lacustre.

4.3. La palabra *gšī*

La palabra *gšī*, está documentada en distintas fuentes egipcias como los papiros Anastasi IV, Berlin 46 y Harri I o en la tumba de Petosiris.

En el diccionario, *gšī* se asocia a una planta, la caña (“Schilfrohr”) (Erman y Grapow, 1931: 156, 8-11) sin concretar la especie.

Un eminente egiptólogo, Victor Loret (1859-1946), estudió la palabra *gšī* para vincularla a una especie concreta de planta.


Para Loret *gšī* había de ser una planta acuática, o al menos higrófila, de consistencia sólida de la familia de las gramíneas o ciperáceas. Los géneros *Arundo*, *Saccharum* o *Cyperus* eran los más probables.

En el papiro médico Berlin 46 *gšī* se utiliza como instrumento para aspirar por la boca ciertos vapores medicinales. Para que esto suceda, el tallo de *gšī* ha de ser hueco. Este hecho induce a Loret a descartar a las ciperáceas y apostar por las gramíneas para la identificación de *gšī*.

Después de analizar las distintas fuentes documentales y realizar un exhaustivo análisis de lingüística comparada, Loret llega a la conclusión de que *gšī* se identifica con *Saccharum aegyptiacum* (Loret, 1904).

Saccharum spontaneum subsp. *aegyptiacum* es una planta perenne de hasta 5 m de altura. El limbo de las hojas puede alcanzar los 4 cm de ancho. Actualmente se encuentra a lo largo de los cursos de agua y en los márgenes de los campos cultivados de Egipto (Boulos, 2005).

4.4. La identificación de *sft gšī* y la biogeografía

La expresión  *sft gšī*, al igual que *itrw*, se considera un *hápax*, es decir, *sft gšī* solamente está documentado en el papiro de Orbiney.

La palabra *sft* se identifica en el diccionario con cuchillo (“Messer”) (Erman y Grapow, 1929: 442, 7-12). Una traducción literal de la expresión *sft gšī* sería “cuchillo de caña”.

Los distintos autores que han estudiado el *Cuento de los Dos Hermanos* utilizan variaciones de la traducción literal para referirse a *sft gšī*. En la bibliografía se encuentran traducciones como “roseau tranchant” (Léfèbvre, 1949: 148; Grandet, 1998: 102); “reed knife” (Lichtheim, 1976: 206; Simpson, 2003: 84); “caña cortante” (Cervelló Autuori, 2001: 62); “caña afilada” (López, 2005: 130).

En el diccionario *sft gšī* aparece como “Schilfmesser” (Erman y Grapow, 1931: 156, 12).

Si se considera *gšī* como *Saccharum aegyptiacum*, *sft gšī* haría referencia a un cuchillo de *S. aegyptiacum*. Se trataría pues, de una traducción literal aceptable, pero carece de sentido.

A priori sft gšī no designa a una planta, pero existe la posibilidad de plantearse si realmente es así.

La escenografía del papiro de Orbiney con relación a *sft gšī* evoca un ambiente de aguas tranquilas con la presencia de cocodrilos y siluros. En este escenario, Bata utiliza una planta del entorno para cortarse el falo. Así pues, *sft gšī* queda definido en el *Cuento de los Dos Hermanos* como una planta lacustre, robusta y cortante. Estas características para *sft gšī* son compatibles con el razonamiento que hace Loret para *gšī*.

Efectivamente podría considerarse a *sft gšī* como una gramínea o una ciperácea resistente que vive en Egipto en un contexto acuático y con capacidad para cortar. Estas características las reúne *Cladium mariscus*.

Cladium mariscus es una planta rizomatosa, robusta con tallo fistuloso de la familia de las ciperáceas. Tiene hojas con vaina, rígidas muy escabras y pequeños acúleos antrorsos en los márgenes y el nervio medio (Bolòs y Vigo, 2001: 239).

Actualmente *Cladium mariscus* es una especie escasa en Egipto (Täckholm, 1956: 491). Crece en los pantanos y en las aguas poco profundas de Egipto (Boulos, 2005: 404). Solamente domina en el Oasis de Siwa, en las tierras pantanosas alrededor de los manantiales internos del oasis donde el nivel del agua es muy poco profundo. Se asocia principalmente con *Phragmites australis* y *Cyperus laevigatus* y en menor medida con *Alhagi maurorum* y *Juncus rigidus* (Zahran, 2009: 64).

Se propone que la expresión *sft gšī* define a una planta determinada que es *Cladium mariscus*.

5. CONCLUSIONES

La egiptología estudia el antiguo Egipto en un sentido amplio. Es decir, estudia la cultura egipcia en su conjunto, lo cual se concreta en aspectos como la lengua, la política, la religión, la economía, la medicina, el sistema social, etc. Todo ello se basa en la documentación egipcia formada por papiros, óstraca, cerámica, construcciones o cualquier otro tipo de restos datados en este período.

Esta diversidad de temáticas hace que la egiptología sea una ciencia compleja y dinámica. Es el conjunto de ciencias que estudian Egipto, desde sus diferentes perspectivas, las que finalmente configuran la egiptología.

Así pues, la egiptología se sustenta sobre dos pilares. Uno de los pilares es la capacidad de interpretar las fuentes documentales egipcias y el otro pilar es el conocimiento que aportan otras ciencias, tanto humanas y sociales como técnicas y naturales.

La propuesta de identificación de *ītrw* como *Prosopis farcta* y de *sft gšī* como *Cladium mariscus* se debe a la interpretación de dos textos egipcios (un fragmento del papiro Brooklyn 47.218.48/85 y un pasaje del papiro de Orbiney) y a los conocimientos aportados por otras ciencias como la biogeografía.

REFERENCIAS

- Ayyad, M.; Abdel-Razik, M.; Mehanna, A. (1984). Climatic and vegetation gradients in the mediterranean desert of Egypt. *Bulletin de la Société Botanique de France. Actualités Botaniques*, 131: 129-143. doi:10.1080/01811789.1984.10826655
- Boccio, M. (2018). Propuesta metodológica preliminar para el estudio paleobotánico del antiguo Egipto. En: Jerez García, O.; Gosálvez Rey, R.U.; Díaz Sanz, C.; García Rayego, J.L.; Serrano de la Cruz Santos-Olmo, M.A. (Coords.). *Bosque mediterráneo y humedales: paisaje, evolución y conservación. Aportaciones desde la Biogeografía*. Ciudad Real: Almud Ediciones: 799-808.
- Bolòs, O. de; Vigo, J. (2001). *Flora dels Països Catalans*. Barcelona: Editorial Barcino, Vol. 4. (Monocotiledònies).
- Boulos, L. (1999). *Flora of Egypt. (Azollaceae-Oxilidaceae)*. Cairo: Al Hadara Publishing, Vol. I.
- Boulos, L. (2005). *Flora of Egypt. (Alismataceae-Orchidaceae)*. Cairo: Al Hadara Publishing, Vol. 4. Monocotyledons.

- British Museum (2019). *Collection on line. The D'Orbiney Papyrus*. https://research.britishmuseum.org/research/collection_online/collection_object_details.aspx?objectId=113985&partId=1
- Brooklyn Museum (2019). *Snakebite Papyrus*. <https://www.brooklynmuseum.org/opencollection/objects/124173>
- Cervelló Autuori, J. (2001). "Los hermanos" en la literatura neoegecia y en la tradición oral negroafricana. Una lectura comparada. En: Cervelló Autuori, J.; Quevedo Alvarez, A.J. (Eds.) ... *ir a buscar leña. Estudios dedicados al Prof. Jesús López*. Barcelona: Universitat Autònoma de Barcelona, Aula Aegyptiaca Studia, 2: 55-66.
- Dawson, W.R.; Uphill, E.P. (1995). *Who was Who in Egyptology*. London: Egypt Exploration Society.
- Erman, A.; Grapow, H. (1926-1931). *Wörterbuch der ägyptischen Sprache*. Berlin: Akademie Verlag.
- Galán, J.M. (1998). *Cuatro viajes en la literatura del Antiguo Egipto*. Madrid: CSIC.
- Gardiner, A.H. (1932). *Late-Egyptian Stories*. Bruxelles: Fondation Égyptologique Reine Élisabeth, Bibliotheca Aegyptiaca, 1.
- Grandet, P. (1998). *Contes de l'Égypte ancienne*. Paris: Hachette Littératures.
- Hannig, R. (1997). *Die Sprache der Pharaonen. Großes Handwörterbuch. Ägyptisch-Deutsch (2800-950 v. Chr.)*. Kulturgeschichte der Antiken Welt, 64. Mainz: Verlag Philipp von Zabern.
- Léfebvre, G. (1949). *Romans et contes égyptiens de l'époque pharaonique. Traduction avec introduction, notices et commentaire*. Paris: Adrien. Maisonneuve.
- Letellier, B. (1991). "L'analyse des morsures": Le vrai nom du "traité d'ophiologie"? *Revue d'Égyptologie*, 42: 260-261. [doi:10.2143/RE.42.0.2011303](https://doi.org/10.2143/RE.42.0.2011303)
- Lichtheim, M. 1976. *Ancient Egyptian literature*. California: University of California Press, Vol II: The New Kingdom.
- López, J. (2005). *Cuentos y fábulas del antiguo Egipto*. Madrid: Trotta.
- Loret, V. (1904). *Saccharum aegyptiacum Willd. Sphinx*, 8: 148-158.
- Mathieu, B. (2015). *Le conte des Deux Frères*. P. d'Orbiney = P. BM EA 10183. https://www.academia.edu/19840126/Le_Conte_des_Deux_Fr%C3%A8res_P._dOrbiney_P._BM_EA_10183
- Sauneron, S. (2012). *Un traité égyptien d'ophiologie*. Le Caire: Institut Français d'Archéologie Orientale. Bibliothèque Générale, 11.
- Simpson, W.K. (Ed.) (2003). *The Literature of Ancient Egypt. An Anthology of Stories, Instructions, Stelae, Autobiographies, and Poetry*. New Haven, London: Yale University Press.
- Täckholm, V. (1956). *Students' flora of Egypt*. Cairo: Anglo-Egyptian Bookshop.
- Takhtajan, A. (1986). *Floristic regions of the world*. Berkeley-Los Angeles-London: University of California Press.
- Waisel, Y. (1972). *Biology of Halophytes*. New York-London: Academic Press.
- Wilkinson, R.H. (2000). *The Complete Temples of Ancient Egypt*. London: Tames & Hadson.
- Zahrán, M.A.; Willis, A.J. (2009). *The vegetation of Egypt*. Springer, Serie Plant and Vegetation 2. [doi:10.1007/978-1-4020-8756-1](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8756-1)

MODELIZACIÓN PREDICTIVA DE LAS ESPECIES FORESTALES DEL ALTO PIRINEO

Conchy Bueno Herrero y Joan Nunes Alonso

*Dpto. Geografía. Universitat Autònoma de Barcelona.
conchybueno@gmail.com; Joan.Nunes@uab.cat*

RESUMEN

Gracias a la riqueza de información disponible sobre el estado de los bosques y los hábitats naturales en general, las mejoras en la tecnología de los SIG y la evolución de las técnicas estadísticas de análisis de datos, cada vez es más viable elaborar modelos predictivos para simular escenarios pasados, presentes o futuros del paisaje.

En este trabajo se ensayan modelos para estimar la probabilidad de presencia de algunas de las especies arbóreas más comunes en el Pirineo catalán occidental. Adopta así un carácter metodológico dirigido a evaluar la relación entre las variables climáticas y del terreno, y la presencia de cada una de las especies, mediante el análisis de regresión logística binaria, con resultados satisfactorios, aunque mejorables en cuanto al muestreo a emplear.

El resultado final son los mapas de distribución geográfica potencial de cada una de las especies arbóreas analizadas y un mapa fisiognómico del paisaje del ámbito de estudio a partir de la clasificación multivariante de los mapas de probabilidad de presencia de las especies modelizadas, que proporciona un método adecuado de síntesis del conjunto de modelos.

Palabras clave: distribución de especies, modelos del paisaje, regresión logística, Pirineo catalán.

ABSTRACT

With the amount of information available about the state of forests and natural habitats in general, the improvements of GIS technology and the evolution of statistical techniques in data analysis, it is increasingly feasible to develop predictive models to simulate past, present or future landscape scenarios.

This study builds a set of predictive statistical models to estimate the probability of presence of the most common tree species in the western catalan Pyrenees area. It takes then a methodological approach aimed at evaluating the relationship between the climate and terrain variables and the presence of each forest species by means of binary logistic regression models, which provides acceptable results, but can be improved by better sampling.

The result are the maps of the potential geographical distribution of each forest species and a physiognomic map of the landscape of the study area obtained by a multivariate cluster analysis of the probability maps of the species analyzed, that gives an appropriate method to synthesize the whole set of models obtained.

Keywords: species distribution, landscape modeling, logistic regression, catalan Pyrenees.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Bueno Herrero, C.; Nunes Alonso, J. (2020). Modelización predictiva de las especies forestales del alto Pirineo. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 49-59.

1. INTRODUCCIÓN

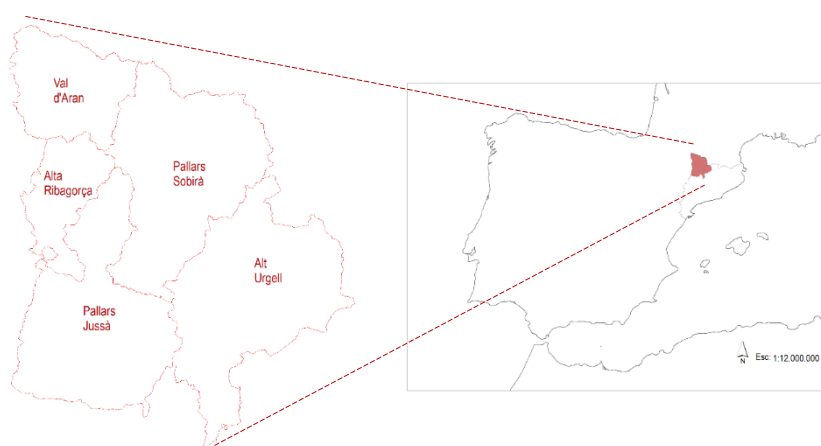
El presente estudio ensaya un modelo estadístico capaz de estimar la probabilidad de presencia para cada una de las especies arbóreas presentes en algunos de los diagramas polínicos, resultantes del análisis de las muestras de sedimentos extraídas en diferentes puntos del Pirineo catalán por el GRAMP, Grup de Recerca en Àrees de Muntanya i de Paisatge, de la Universidad Autónoma de Barcelona. Concretamente, los diagramas de Estanilles a 2.247 m, en el que hay constancia de especies vegetales con más de 11000 años (Pérez-Obiol *et al.*, 2012), y de la Coma de Burg a 1.822 m, en el que encontramos evidencias hasta los 18000 años (Pèlachs *et al.*, 2011).

1.1. Localización y descripción del ámbito de estudio

El ámbito de estudio elegido es el Pirineo catalán occidental y más exactamente (por razones de la fuente utilizada y que se explica más adelante), la Región Forestal I del *Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya* (IEFC, 1990-1995) (Gracia *et al.*, 2002), que corresponde a las comarcas de Alt Urgell, Alta Ribagorça, Pallars Jussà, Pallars Sobirà y Vall d'Aran (Figura 1).

Figura 1. Mapa de situación

Fuente: elaboración propia a partir de la base cartográfica 1:50000 del ICGC, 2016.



Según 1ª edición del *Mapa de Cobertes del Sòl de Catalunya*, MCSC (Ibáñez *et al.*, 2002), la Región Forestal I tenía en 1993 una superficie de 459.338 ha, de las cuales 217.590 eran bosques que representaban un 47% del total de superficie arbolada. Sin embargo, aun siendo la región con más hectáreas de bosques en 1993, las cubiertas más características eran prados, improductivo natural y matorrales debido a la fuerte presión antrópica.

El IEFC inventarió 56 especies arbóreas, 46 planifolias y 11 coníferas, las cuales representan más de la mitad de las especies forestales inventariadas en Cataluña. Aunque en algunos casos encontramos especies predominantes como *Pinus uncinata* o *Abies alba*, la gran variedad se debe al enorme gradiente altitudinal, ya que encontramos bosques de especies mediterráneas a partir de 400 m, hasta bosques de especies boreoalpinas por encima de los 1.800 m.

1.2. Estudios previos

En algunas publicaciones del GRAMP sobre el paisaje y la distribución de la vegetación en el Alto Pirineo (Cunill *et al.*, 2012), se constata la influencia directa del hombre en la existencia de los bosques actuales. En otras publicaciones, sobre distribución de especies arbóreas a partir

de la modelización predictiva (Serra-Diaz *et al.*, 2012), se reafirma la existencia de estas especies bajo condiciones climáticas específicas.

1.3. Modelización predictiva

La modelización predictiva en el ámbito de la biogeografía ha permitido relacionar información sobre biodiversidad y la información ambiental del lugar en el que se desenvuelve. Por eso los métodos basados en regresiones multivariantes son los más utilizados (Guisan, *et al.*, 2002) ya que establecen claramente la relación entre los datos de información ambiental (variables independientes) con los datos reales de presencia o ausencia de especies (variables dependientes).

La mayoría de los estudios que se hacen a través de la geografía, la biología o las ciencias ambientales, están proyectados para definir escenarios futuros con una cierta finalidad de prevención, principalmente en relación al cambio climático. No obstante, los modelos predictivos se basan en situaciones y condiciones actuales, motivo por el cual algunos expertos cuestionan su validez futura (Jiménez *et al.*, 2008).

2. OBJETIVOS

El objetivo general es conocer la probabilidad de presencia de las principales especies forestales a partir de variables climáticas y ambientales, y decidir si la metodología es válida para obtener mapas de distribución de las especies forestales con el criterio de probabilidad superior al 0,5 (umbral de clasificación más utilizado), o si por el contrario es necesario aplicar un criterio más exigente (0,65). Específicamente, se trata de construir un modelo predictivo para cada una de las especies seleccionadas, evaluar los resultados de cada modelo en sí mismo y las limitaciones que se puedan detectar si sólo se tienen en cuenta las condiciones ambientales, generar el mapa de la distribución estimada (potencial) de cada especie y generar el mapa de síntesis del paisaje forestal (fisiognómico) a partir de los mapas de la distribución estimada de cada especie.

3. METODOLOGÍA

El modelo elegido es la regresión logística binaria porque: a) predice una variable dependiente dicotómica en términos de probabilidad; y b) permite introducir variables independientes cuantitativas y categóricas.

La metodología utilizada para el análisis de los datos se divide en tres grandes bloques:

1. Compilación y adaptación de las bases cartográficas (rásters), correspondientes a las variables climáticas y de características del terreno (variables independientes), generando en caso necesario otras variables derivadas, y preparación de los datos correspondientes a los puntos observados de cada especie (variables dependientes), que cruzadas con las anteriores proporcionarían el conjunto de datos a analizar para cada especie.
2. Análisis estadístico para determinar las variables que formarán parte del modelo predictivo de cada especie, selección de una muestra aleatoria del 70% de puntos, aplicación y validación de cada modelo con la muestra del 30% restante reservada.
3. Elaboración de los mapas de probabilidad y de predicción para cada especie y de los mapas de síntesis para el conjunto de las especies seleccionadas.

3.1. Elección de las especies a modelizar

Inicialmente se consideró hacer el análisis de todas las especies arbóreas y arbustivas presentes en los diagramas polínicos de la Coma de Burg y de Estanilles, y que se pudieran reconocer en los datos de la Región Forestal I del IEFC, ya que la finalidad última es elaborar mapas del paisaje vegetal potencial actual.

En los diagramas polínicos mencionados hay representadas 11 especies arbóreas y 19 arbustivas. Pero el número de puntos (estaciones) del IEFC con datos para cada especie no siempre eran suficientes para la modelización estadística por lo que se escogieron sólo aquellas especies que tenían más de 50 puntos observados en el IEFC. En total 10 especies (Tabla 1).

Tabla 1. Especies arbóreas modelizadas

Fuente: elaboración propia.

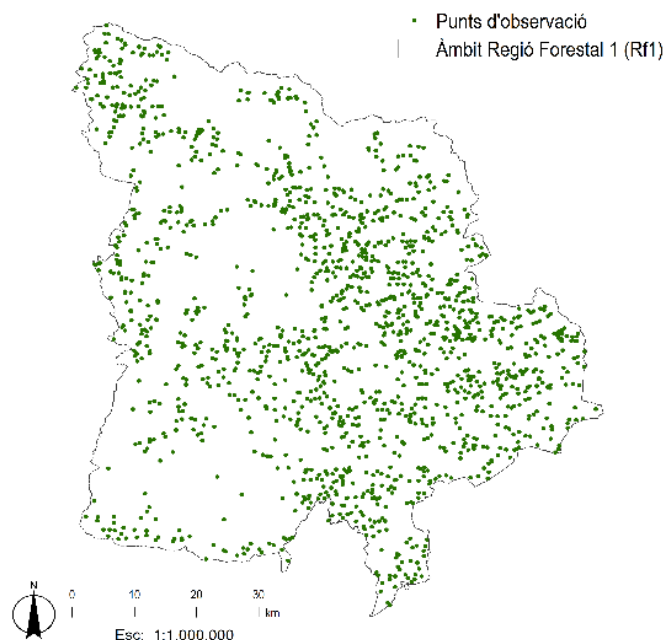
Nom espècie arborea	Presencia		
	IEFC	Mostra Burg	Mostra Estanilles
<i>Abies alba</i>	193	x	x
<i>Alnus glutinosa</i>	5	x	x
<i>Betula pendula</i>	258	x	x
<i>Castanea sativa</i>	2	x	
<i>Corylus avellana</i>	31	x	x
<i>Fagus sylvatica</i>	102	x	x
<i>Juglans regia</i>	8	x	x
<i>Olea europaea</i>	1	x	x
<i>Pinus nigra</i>	379	x	x
<i>Pinus Sylvestris</i>	942	x	x
<i>Pinus uncinata</i>	435	x	x
<i>Quercus ilex</i>	386	x	x
<i>Quercus cerruoides</i>	103	x	?
<i>Quercus humilis</i>	290	x	?
<i>Quercus petraea</i>	65	x	?
<i>Tilia cordata</i>	22	x	x
<i>Tilia platyphyllos</i>	3	?	?
<i>Ulmus glabra</i>	7	x	x
<i>Ulmus minor</i>	3	?	?

3.2. Puntos de observación de la(s) variable(s) dependiente(s)

Para extraer los datos observados de presencia o ausencia de las especies elegidas, se consultaron el *Segundo Inventario Forestal Nacional*, IFN2, 1986-1996, (ICONA, 1990) y el IEFC. Se decidió trabajar con los datos del IEFC por varios motivos. El primero es que la unidad geográfica que trabajan es la comarca y acaban formando una unidad mayor que denominan Región Forestal, en este caso la RF1 que encaja bien con la zona de estudio. El segundo es, que el IEFC y el IFN2 son prácticamente coetáneos y por tanto se consideró que la diferencia sería mínima. El tercero y decisivo es que el IEFC aporta datos muy detallados de cada parcela para establecer la presencia, tales como la densidad, el área basal y los porcentajes para cada una, o el recubrimiento. En este sentido y siguiendo las opiniones de otros expertos (Serra-Díaz *et al.*, 2012), se consideró el porcentaje de área basal el dato más significativo, ya que expresa mejor la madurez de los ejemplares y, además, da la posibilidad de definir un umbral de presencia más exigente y fiable. Con este criterio se decidió fijar este umbral de presencia en >25% del área basal. La distribución de los puntos del IEFC correspondientes a las diez especies seleccionadas se muestra en la figura 2.

Figura 2. Distribución de los puntos de observación de las especies seleccionadas

Fuente: elaboración propia a partir de datos del IEFC.



3.3. Variables independientes. Elección y fuentes de los datos

Algunas variables independientes se han escogido a partir de la caracterización del *Atlas de les plantes llenyoses dels boscos de Catalunya* (Lloret *et al.*, 2009). Otras se han escogido a partir de trabajos de investigación específicos sobre modelización predictiva (Serra-Díaz *et al.*, 2012), y otras se han creado a partir de criterios del propio estudio, entre las que destacan el coeficiente de variación de las precipitaciones o de las temperaturas.

Los datos de las variables climáticas se han obtenido del *Atlas climàtic digital de Catalunya* (Ninyerola *et al.*, 2001). Todas ellas son de tipo ráster y, tras adaptarlas al formato, sistema de referencia espacial y unidades deseadas, han sido empleadas directamente en los modelos o han servido para derivar otras variables como la evapotranspiración potencial.

Los datos de las variables físicas del terreno se han obtenido del modelo digital de elevaciones (MDE) del Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya (ICGC), con una resolución de 5 x 5 m. Las operaciones a partir del MDE han servido para obtener variables derivadas como la pendiente, la orientación y la curvatura.

A partir de la base de datos del *Mapa Geològic, Grups litològics de Catalunya 1:250.000* (ICGC, 2015) se ha obtenido la variable del sustrato, según la composición, reclasificando las categorías originales en tres: A (Ácido), B (Básico) y M (Mixto).

De todas las variables transformadas y adaptadas se seleccionaron aquellas que se consideraron más relacionadas con el desarrollo de la vegetación arbórea (Tabla 2). Mediante la superposición de los puntos de observación de cada especie y los rásters de las variables seleccionadas, se obtuvieron diez tablas con las características climáticas y físicas en los puntos de observación, junto con la presencia o ausencia de la especie correspondiente. Con dichas tablas se procedió a aplicar el análisis estadístico de regresión logística binaria.

Tabla 2. Detalle de las variables independientes utilizadas en el estudio

Variables independientes		Obtenidas y transformadas	Calculadas
CLIMÁTICAS	Precipitación (PP)	PP media mensual x 12 meses PP total anual	Coefficiente de variación (CV), media y desviación estándar de las precipitaciones medias mensuales
	Temperatura (T)	T media mensual x 12 meses T media de las máximas mensuales T media de las mínimas mensuales	Amplitud térmica T máxima de las máximas T mínima de les mínimas
	Radiación (R)	Radiación media mensual x 12 meses Radiación total anual	Coefficiente de variación (CV), media y desviación estándar de las radiaciones medias
CLIMÁTICAS CALCULADAS	Precipitación + Temperatura	Evapotranspiración potencial $ETP = 16 \left(\frac{L}{12}\right) \left(\frac{N}{30}\right) \left(\frac{10T^a}{I}\right) \alpha$	ETP potencial mensual x 12 meses ETP potencial media x 4 estaciones
		Balance hídrico (Bh) $= \sum_{i=1}^{12} \left(\frac{T_{ai}}{5}\right) \alpha$	Bh mensual x 12 meses Bh anual (suma 12 meses) Bh máximo del Bh (12 meses) Bh mínimo del Bh (12 meses) Coefficiente de variación del Bh (12 meses) Media del Bh (12 meses) Desviación estándar del Bh (12 meses)
FÍSICAS	Modelo Digital de Elevación MDE	Altitud	Pendiente Orientación → Orientación N-S → Orientación E-O Curvatura Curvatura de perfil Curvatura del plano
	Litología	Grupo litológico	A → Ácido B → Básica M → Mixto

3.4. Diseño operativo

En este tipo de análisis es tan importante conocer las presencias como las ausencias ya que unas determinan las otras. Por ello, de acuerdo con otros trabajos (Serra-Díaz *et al.*, 2012), la prevalencia (proporción de puntos con presencia de la especie sobre el total de puntos) se establece en el 50%. Por lo tanto, en la muestra empleada para cada especie se utilizaron aproximadamente el mismo número de puntos con presencia que con ausencia de la especie a analizar, tanto en la muestra operativa del 70% que interviene en el modelo como en la muestra de reserva del 30% que se emplea para validarlo.

Por otra parte, se calcularon las variables Z estandarizadas para todas las variables independientes que intervienen en los modelos, con el fin de equiparar los valores de todas ellas, excepto en las variables categóricas (tipos de sustrato), en las que se mantienen los valores 0-1 originales.

3.5. Elaboración de los modelos: Análisis de regresión logística

El análisis de regresión logística binaria se utiliza para evaluar la relación entre una variable dependiente dicotómica (0 o 1), respecto a un conjunto de variables independientes (cuantitativas o categóricas). Los resultados pueden ser explicativos o predictivos. Los predictivos, que son los que nos ocupan, se utilizan para predecir valores desconocidos a partir de la relación existente entre la variable dependiente y las independientes, relación que se puede cuantificar y representar en términos de probabilidad de presencia, mientras que la influencia de las variables independientes se puede evaluar según la importancia de las mismas en el modelo. La fórmula matemática utilizada es:

$$\ln\left(\frac{P(y)}{1-P(y)}\right) = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \dots + \beta_n x_n$$

Donde:

- \ln es el logaritmo natural (base e).
- $P(y)$ es la probabilidad del fenómeno a predecir (presencia), que actúa como variable dependiente.
- $\beta_0, \beta_1, \dots, \beta_n$ son los coeficientes de la ecuación de regresión.
- x_1, \dots, x_n son las variables independientes.
- $\ln\left(\frac{P(y)}{1-P(y)}\right)$ es la denominada función *logit*

En el momento de aplicar el modelo, mediante el programa utilizado (SPSS), se ha empleado el método “Adelante condicional”, que en cada paso introduce las variables una a una, recalcula los resultados y retiene sólo aquella variable que es más explicativa.

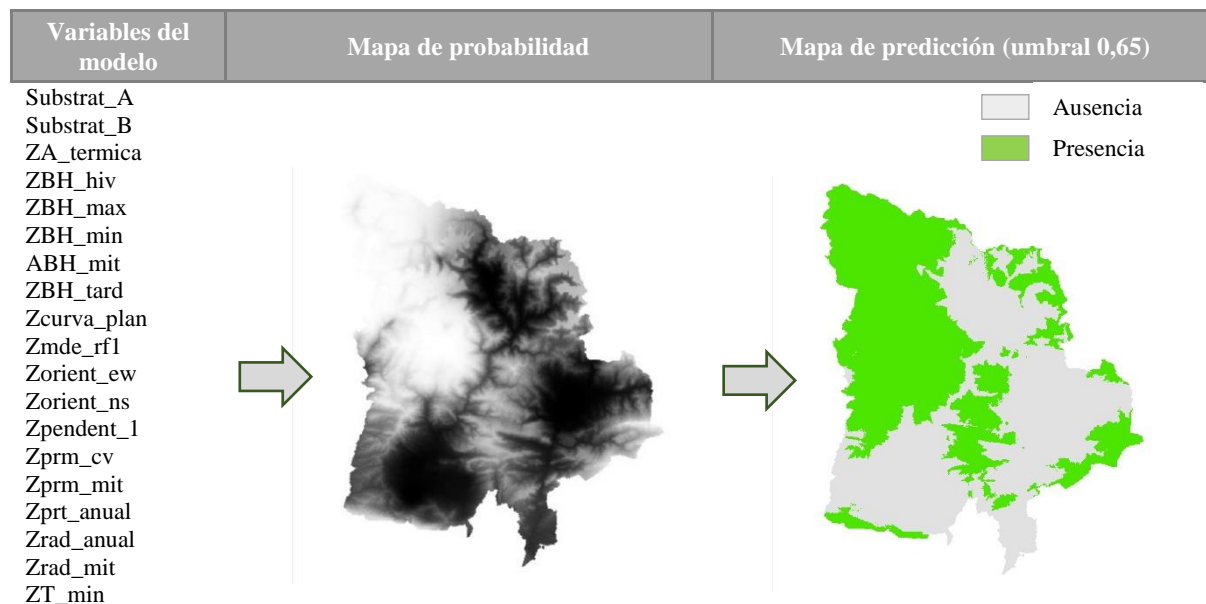
La validación del modelo se ha realizado en una hoja de cálculo a partir de los coeficientes que proporciona la tabla “Variables en la ecuación” aplicando el cálculo inverso a la función de regresión logística binaria:

$$P(y) = \left(\frac{e^{(\beta_1 * x_1 + \beta_2 * x_2 + \dots + \beta_n * x_n)}}{1 + e^{(\beta_1 * x_1 + \beta_2 * x_2 + \dots + \beta_n * x_n)}} \right)$$

3.6. Elaboración de los mapas de distribución potencial estimada de cada especie

Para realizar los mapas de distribución potencial estimada de cada especie, primero se ha calculado en ArcMap el valor estandarizado Z de cada una de las variables que han entrado en cada modelo y luego se ha elaborado el mapa de probabilidad correspondiente, aplicando el mismo cálculo que en la validación del modelo con la hoja de cálculo, y a partir de este el mapa de predicción de presencia seleccionando por el umbral establecido que finalmente ha sido 0,65 (Figura 3).

Figura 3. Obtención de los mapas de probabilidad y de predicción de presencia de cada especie
 Fuente: elaboración propia.



4. RESULTADOS

4.1. Modelos de probabilidad de presencia

Tal como se puede observar en la tabla 3, en general todos los modelos son significativos salvo *Pinus sylvestris* y *Quercus humilis*, que no alcanzan una R^2 de 0,6, posiblemente por ser las especies más ubicuas y extendidas. Por otra parte, la mayoría de modelos producen un alto acierto en la predicción (ver tabla 4, de clasificación) con porcentajes que superan en 4 casos el 90% y sólo 2 están por debajo del 80%, pero aun así por encima del 70% que es un porcentaje de aciertos aceptable.

Tabla 3. Bondad de ajuste de los modelos

Fuente: elaboración propia.

	Resumen del modelo			
	Paso	-2 log de la verosimilitud	R cuadrado de Cox y Snell	R cuadrado de Nagelkerke
Aa	7	51,616	,659	,879
Bp	6	239,271	,463	,617
Fs	3	31,981	,605	,807
Pn	5	235,279	,549	,732
Ps	11	984,953	,272	,363
Pu	5	208,249	,596	,795
Qc	4	61,937	,502	,670
Qh	4	179,723	,340	,453
Qi	3	225,948	,465	,620
Qp	3	8,734	,687	,916

Tabla 4. Resultados de clasificación en los modelos y en la validación

Fuente: elaboración propia.

Tabla de clasificación Muestras utilizadas en el modelo				Tabla de resultados Validación del modelo líndar 0,65				Tabla de clasificación Muestras utilizadas en el modelo				Tabla de resultados Validación del modelo líndar 0,65			
Observado	Pronosticado			Aa	%	%	Pu	%	%	Qc	%	%	Qh	%	%
	0	1	correcto												
Paso 7 Aa	0	78	4	39	3	42	0	192	18	91,4	73	9	82	89,0	
	1	5	80	11	32	43	1	23	202	89,8	6	72	78	92,3	
Porcentaje global Abies alba				50	35	85	Porcentaje global Pinus undinata				79	81	160	90,6	
				Bp				Qc				Qh			
Paso 6 Bp	0	119	24	43	11	54	0	39	6	86,7	15	2	17	88,2	
	1	38	132	10	44	54	1	10	35	77,8	4	12	16	75,0	
Porcentaje global Betula pendula				53	55	108	Porcentaje global Quercus cerricoides				19	14	33	81,8	
				Fs				Qh				Qh			
Paso 3 Fs	0	33	1	12	3	15	0	60	20	75,0	26	9	35	74,3	
	1	6	30	1	14	15	1	21	84	80,0	11	24	35	68,6	
Porcentaje global Fagus sylvatica				13	17	30	Porcentaje global Quercus humilis				37	33	70	71,4	
				Pn				Qi				Qi			
Paso 5 Pn	0	168	19	62	9	71	0	122	21	85,3	39	6	45	86,7	
	1	35	177	13	61	74	1	38	116	75,3	8	40	48	83,3	
Porcentaje global Pinus nigra				75	70	145	Porcentaje global Quercus ilex				47	46	93	84,9	
				Ps				Qp				Qp			
Paso 11 Ps	0	248	105	85	56	141	0	20	0	100,0	6	4	10	60,0	
	1	149	420	32	103	135	1	1	18	94,7	2	8	10	80,0	
Porcentaje global Pinus sylvestris				117	159	276	Porcentaje global Quercus petraea				8	12	20	70,0	

4.2. Mapas de síntesis del paisaje forestal

Se han ensayado distintos mapas de síntesis del paisaje, combinando los mapas de probabilidad o de predicción de las diez especies modelizadas. El primero combina los mapas de predicción asignando a cada celda la especie de probabilidad más alta. Es un mapa fácil de leer, pero simplifica demasiado al retener sólo una especie por celda. En segundo lugar, se han generado todas las combinaciones de presencia o ausencia de las diez especies. Este mapa da lugar a un número alto de combinaciones, 261, que dificulta su lectura y, por otra parte, sigue simplificando demasiado ya que no informa de la probabilidad de cada especie presente en las combinaciones. En tercer lugar, se han combinado los mapas de probabilidad produciendo un mapa que asigna a cada celda el valor de probabilidad más alto. Informa del grado de acierto, pero no de la especie correspondiente, por lo que es de escasa utilidad. El cuarto, y más interesante mapa de síntesis, se ha obtenido de la clasificación multivariante, mediante análisis de conglomerados jerárquicos, de los mapas de probabilidad de las diez especies. Es sin duda el resultado de síntesis más adecuado ya que informa de las asociaciones de las distintas especies junto con su grado de probabilidad. La tabla 5 muestra la probabilidad media de cada especie en las clases obtenidas, que permite establecer la asociación de especies de cada clase. Dichas asociaciones se pueden agrupar a su vez en cuatro grupos de paisajes diferenciados:

- El primer grupo está formado por combinaciones de especies de carácter bóreo-alpino, localizadas en las zonas más altas.
- El segundo agrupa las combinaciones de especies características del piso subalpino.
- El tercero agrupa combinaciones de especies características del piso montano.
- El cuarto corresponde a combinaciones de especies de marcado carácter mediterráneo.

El resultado es un mapa fisiognómico del ámbito de estudio, que muestra las asociaciones de especies con mayor probabilidad de presencia en cada parte del territorio. En la figura 4 se puede observar claramente cómo se distribuyen altitudinalmente los cuatro grupos mencionados y como esta distribución define los distintos paisajes correspondientes al ámbito de estudio.

Tabla 5. Resultado de la clasificación multivariante de los mapas de probabilidad de las especies

Fuente: elaboración propia.

CLASE	Aa	Bp	Fs	Pn	Ps	Pu	Qc	Qh	Qi	Bosc mixt
1	0,9872	0,0484	0,9569	0,0348	0,4140	0,1933	0,0748	0,5536	0,1675	Aa + Fs
5	0,9986	0,0182	0,8475	0,0014	0,3049	0,9797	0,0764	0,1632	0,0748	Aa + Fs + Pu
7	0,9727	0,0367	0,9474	0,0150	0,6028	0,9737	0,0949	0,4479	0,1252	Aa + Fs + Pu + Ps
9	0,9436	0,0212	0,4361	0,0906	0,7273	0,9502	0,0590	0,2612	0,1694	Pu + Aa + Ps
8	0,7928	0,0628	0,8079	0,1004	0,7125	0,8056	0,3541	0,7198	0,5230	Pu + Fs + Aa + Ps + Qh
10	0,1362	0,1963	0,6464	0,2098	0,8151	0,8270	0,2481	0,5430	0,4991	Pu + Ps + Fs
4	0,7952	0,0377	0,1952	0,1584	0,8135	0,5968	0,1565	0,5009	0,6514	Ps + Aa + Qi
3	0,1447	0,0587	0,3061	0,6511	0,8062	0,3746	0,5437	0,6457	0,4983	Ps + Pn + Qh
6	0,0078	0,2616	0,1723	0,8293	0,6525	0,0727	0,9090	0,8210	0,8619	Qc + Qi + Pn + Qh + Ps
2	0,0898	0,1916	0,4092	0,2653	0,7683	0,3552	0,5662	0,7629	0,8328	Qi + Ps + Qh

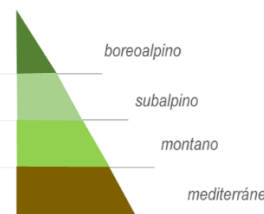
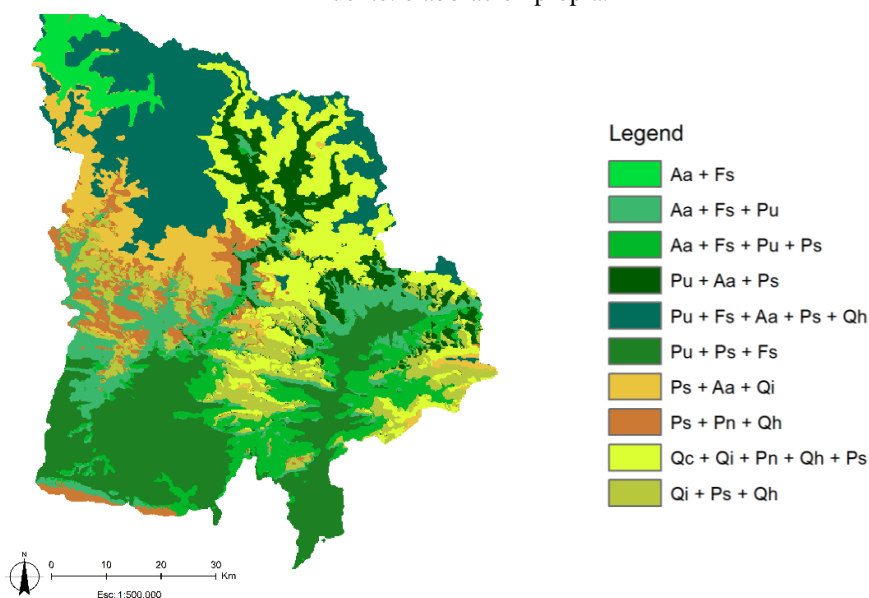


Figura 4. Mapa fisiognómico del paisaje del ámbito de estudio

Fuente: elaboración propia.



5. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Este estudio ha aplicado una metodología predictiva y se ha comprobado que la aplicación de los modelos de regresión logística ha funcionado en general bien, aunque en un par de casos se ha mostrado insuficiente o incluso defectuosa. Una de las causas puede ser la falta de puntos de muestreo, ya que las especies menos abundantes son más difíciles de recoger en cualquier muestreo y por tanto más difíciles de modelizar. Otra causa puede ser la localización de los puntos de muestreo, ya que el IEFIC tiene estaciones de muestreo dentro de la masa forestal, por lo cual: a) el resultado de las probabilidades de presencia se concentra en las zonas conocidas con presencia de bosques y b) las ausencias no se pueden predecir fuera de la masa forestal y por lo tanto quedan mal clasificadas, sobre todo en las zonas de máxima altitud.

Teniendo en cuenta estos inconvenientes se constata la importancia de disponer de puntos de muestreo en todo el ámbito de estudio con la finalidad de poder elaborar modelos más ajustados a la presencia y la ausencia. También, hay que destacar la importancia de la escala territorial en la elaboración de modelos predictivos, si la finalidad es analizar localmente.

Finalmente, cabe remarcar que se ha ensayado con algunas variables no utilizadas en trabajos previos y que con los modelos resultantes se han podido elaborar los mapas de cada especie, pero estos, por separado, no definen el paisaje actual de los bosques del Pirineo catalán y por eso se ha elaborado un mapa final de síntesis con las probabilidades de cada una de las especies modelizadas, que sí muestra un paisaje real e incluso bosques singulares que existen a causa del clima actual y que se han podido identificar.

REFERENCIAS

- Cunill, R.; Soriano, J.M.; Bar, M.C.; Pèlach, A.; Rodríguez, J.M.; Pérez-Obiol, R. (2012). Holocene high-altitude vegetation dynamics in the Pyrenees: A pedoanthracology. Contribution to an interdisciplinary approach. *Quaternary International*, 289: 60-70. [doi:10.1016/j.quaint.2012.04.041](https://doi.org/10.1016/j.quaint.2012.04.041)
- Gracia, C.; Ibáñez, J.J.; Burriel, J.A.; Mata, T.; Vayreda, J. (2002). *Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya. Regió Forestal I*. Bellaterra (Barcelona): CREA, Vol. 1.
- Guisan, A.; Edwards, T.C.; Hastie, T. (2002). Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling*, 157: 89-100. [doi:10.1016/S0304-3800\(02\)00204-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00204-1)
- ICGC (2015). *Mapa Geològic, Grups litològics de Catalunya 1:250.000*. Barcelona: Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya.
- ICONA (1990). *Segundo Inventario Forestal Nacional. Explicaciones y Métodos*. Madrid: ICONA.
- Jiménez, A.; Lobo, J.; Hortal J. (2008). Not as good as they seem: the importance of Concepts in species distribution modelling. *Diversity and Distributions*, 14: 885-890. [doi:10.1111/j.1472-4642.2008.00496.x](https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00496.x)
- Lloret, F.; Solé, A.; Vayreda, J.; Estevan, H.; Terradas, J. (2009). *Atlas de plantes llenyoses dels boscos de Catalunya*. Barcelona: Lynx.
- Ninyerola, M.; Pons, X.; Roure, J.M. (2001). *Atlas climàtic digital de Catalunya*. Bellaterra (Barcelona): Universitat Autònoma de Barcelona. <http://www.opengis.uab.cat/acdc/index.htm>
- Pèlach, A.; Julià, R.; Pérez-Obiol, R.; Soriano, J.M.; Bal, M.C.; Cunill, R.; Catalán, J. (2011). Potential influence of Bond events on mid-Holocene climate and vegetation in southern Pyrenees as assessed from Burg lake LOI and pollen records. *The Holocene*, 21(1): 95-104. [doi:10.1177/0959683610386820](https://doi.org/10.1177/0959683610386820)
- Pérez-Obiol, R.; Bal, M.C.; Pèlach, A.; Cunill, R.; Soriano, J.M. (2012). Vegetation dynamics and anthropogenically forced changes in the Estanilles peat bog (southern Pyrenees) during the last seven millennia. *Vegetation History and Archaeobotany*, 21: 385-396. [doi:10.1007/s00334-012-0351-5](https://doi.org/10.1007/s00334-012-0351-5)
- Serra-Díaz, J.M.; Ninyerola, M.; Lloret, F. (2012). Coexistence of *Abies alba* (Mill.)-*Fagus sylvatica* (L.) and climate change impact in the Iberian Peninsula: A climatic-niche perspective approach. *Flora*, 207: 10-18. [doi:10.1016/j.flora.2011.10.002](https://doi.org/10.1016/j.flora.2011.10.002)

CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD
XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía
Santander (Cantabria), 22-25 junio de 2020



VALORACIÓN Y EVALUACIÓN BIOGEOGRÁFICA DE LA CAATINGA DE PAI MATEUS (ESTADO DE PARAIBA, BRASIL) A TRAVÉS DEL MÉTODO LANBIOEVA (LANDSCAPE BIOGEOGRAPHIC EVALUATION)

M^a Cristina Díaz Sanz¹, Pedro José Lozano Valencia² y Guillermo Meaza Rodríguez²

¹ Dpto. Geografía y Ordenación del Territorio. Universidad de Castilla-La Mancha.

MCristina.Diaz4@alu.uclm.com

² Dpto. Geografía, Prehistoria y Arqueología de la UPV/EHU.

pedrojose.lozano@ehu.es; guillermo meatza@gmail.com

RESUMEN

La presente Comunicación se basa en un trabajo de investigación desarrollado y testado a lo largo de 30 años, y que persigue consolidar el método de inventariación y valoración biogeográfica LANBIOEVA (*Landscape Biogeographic Evaluation*), de diversos paisajes vegetales a escala global, cuyo método de valoración paisajística se centra en la vegetación como elemento principal; siendo una importante herramienta para el análisis, diagnóstico y evaluación de los ecosistemas así como para realizar propuestas para una correcta gestión. Hasta la fecha dicho método se ha plasmado en numerosos trabajos: libros, artículos, capítulos de libro, comunicaciones y ponencias; siendo aplicando en diferentes territorios: Península Ibérica, Escandinavia, Balcanes, Chile, Patagonia, Nicaragua, Marruecos, etc.

Como consecuencia de una estancia de investigación en 2015, se aplicó a un ecosistema brasileño tan característico como la Caatinga del nordeste, concretamente en el sector de Pai Mateus (Estado Federal de Paraíba) con objetivo triple, seguir constatando su viabilidad y eficacia en otros ámbitos a los anteriormente reseñados, mejorar la versatilidad del método y diagnosticarlo de manera global y ofrecer pautas para su correcta gestión, ordenación y conservación. Para ello, se acometió un inventariado sistemático de 10 parcelas, a las que se aplicó un diagnóstico valorativo basado en criterios naturales, territoriales, estructurales, culturales, de manejo, riesgos, etc. Los resultados permiten constatar valores generales que se sitúan claramente por encima de los registrados en los ámbitos territoriales antes referenciados, con la única excepción de una parcela de bosque mediterráneo esclerófilo con palma, en el entorno de Valparaíso-Viña del Mar (Chile).

Palabras clave: valoración biogeográfica, Caatinga, LANBIOEVA, PRICON, Pai Mateus.

ABSTRACT

The current essay is based on a research project developed and tested throughout 30 years which pursues strengthening the inventory method and LANBIOEVA's biogeographical evaluation (*Landscape Biogeographic Evaluation*) of diverse global landscapes, of which the main landscaping assessment is focused on vegetation, considered as a crucial tool for analysing, diagnosing and evaluating the ecosystems, as well as for making proposals to achieve a correct management. So far, this method has been implemented in several projects (books, articles, books' chapters, essays and conferences); also, being used in different locations such as the Iberian Peninsula, Scandinavian countries, the Balkans, Chile,

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Díaz Sanz, M.C.; Lozano Valencia, P.J.; Meaza Rodríguez, G. (2020). Valoración y evaluación biogeográfica de la Caatinga de Pai Mateus (estado de Paraíba, Brasil) a través del método LANBIOEVA (*Landscape Biogeographic Evaluation*). Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 61-71.

Patagonia, Nicaragua, Morocco, etc.

As a result of a temporary research stay in 2015, the method was applied to specific Brazilian ecosystem such as the northeast Caatinga, specifically to Pai Mateus' sector (Federal State of Paraíba), with the triple objective of keep on assuring the viability and efficacy within other contexts apart from the previously referred, improving the method's versatility, globally diagnosing it and, offering leads to guarantee its best management, distribution and preservation. To achieve that, a systematic inventory of 10 pieces of land (patches) was followed; these patches were evaluated according to natural, landing, structural, cultural, management and risk (etc) criteria. The result enables researchers to compare general values (results) which are clearly above the previous (according to locations) registered ones, except for a patch in the mediterranean sclerophyll palm's forest, located in Valparaiso-Vila del Mar (Chile).

Keywords: biogeographical evaluation, Caatinga, LANBIOEVA, PRICON, Pai Mateus.

1. INTRODUCCIÓN

Uno de los objetivos básicos de la Geografía y, dentro de ella, la Biogeografía es generar los conocimientos, herramientas metodológicas y resultados que aporten a la sociedad, respuestas concretas encaminadas a corregir las debilidades o amenazas que muestran los recursos territoriales o, en su caso, otras medidas que intenten seguir aprovechando las fortalezas y oportunidades.

Una de las principales vertientes de la Biogeografía Aplicada es la valorativa, que trata de constatar el estado actual del paisaje y la vegetación para su evaluación cualitativa. Desde esta perspectiva, es un importante instrumento en la ordenación y gestión territorial, una herramienta fundamental para el conocimiento y la toma de decisiones respecto a los paisajes vegetales.

La presente comunicación se enmarca en un trabajo de investigación con una trayectoria de más de 30 años, que aborda un método global de inventariación y valoración paisajística centrado en la vegetación como elemento principal de evaluación. El propósito de la presente comunicación es hacerlo en el ecosistema de Caatinga del nordeste de Brasil, en el Estado de Paraíba, concretamente en el sector de Pai Mateus (Mapa 1), mediante el método LANBIOEVA con el objetivo principal de que sirviera para la planificación y gestión de estos paisajes (hasta ahora los estudios de la Caatinga se habían centrado en análisis florísticos, fitogeográficos o de distribución poblacional).

El "Lajedo" de Pai Mateus se sitúa dentro del Estado de Paraíba, en concreto en Cabaceiras, al nordeste de Brasil. Se trata de un paisaje muy peculiar que, por una parte, muestra unas formaciones geológicas ciertamente interesantes y, por otra, un paisaje vegetal que en un medio semiárido varía entre una selva arbórea abierta que rememora una facies más pobre que la existe en la Mata Atlántica (en muy pocos sectores) y, por otra, un matorral o bosque hueco espinoso muy modificado por la acción del ser humano. En este sentido, se puede decir que es una formación vegetal cultural, transformada durante siglos por las actividades y necesidades antrópicas.

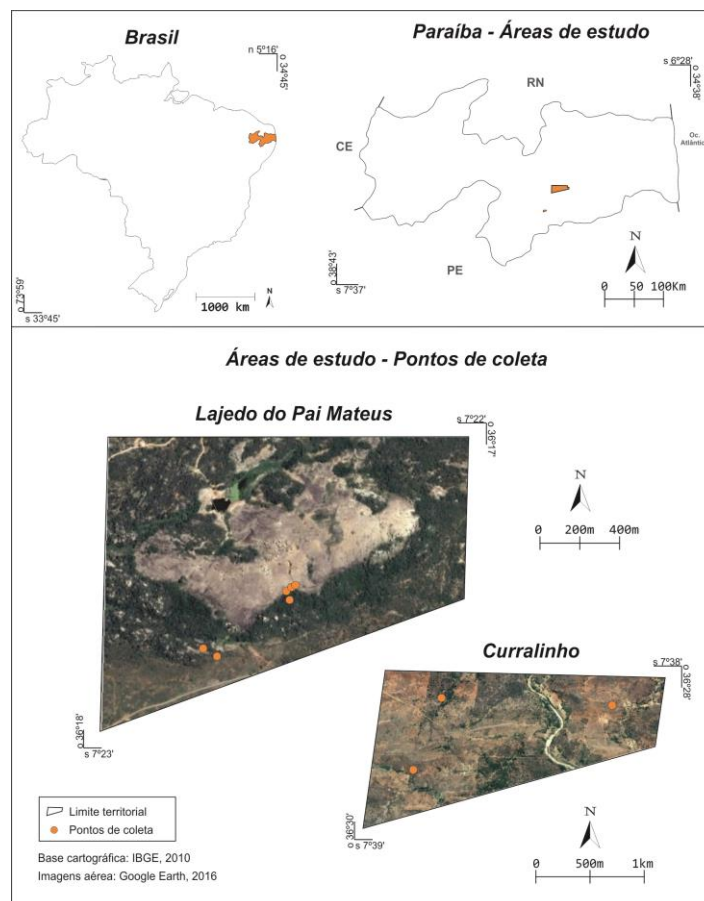
Es un territorio con temperaturas medias son uniformemente cálidas a lo largo de todo el año, fluctuando entre los 24°C y 26°C. Por su parte, las precipitaciones anuales son escasas, registrándose entre 500 mm y 700 mm. Se distinguen dos estaciones: el invierno, cálido y seco, y el verano, cálido y lluvioso. La vegetación característica de la Caatinga, por tanto

xerófila, además de perder el follaje, muestra unos sistemas radiculares muy extensos y potentes que son capaces de aprovechar la mayor cantidad posible de la humedad edáfica incluso en sectores de inselberg, donde los suelos son especialmente arenosos (litosoles o arenosoles muy magros y con escasa capacidad de retención del agua).

Así, el paisaje de Caatinga muestra dos facies fenológicas muy contrastadas: en el periodo de sequía, con la pérdida de las hojas, la de chaparral gris, incluso blanquecino (ese es precisamente el significado de Caatinga: bosque blanco o vegetación blanca); durante la estación favorable la de una vegetación densa, eso sí, muy aclarada o hueca que puede recordar, al menos funcionalmente, a las dehesas españolas o el bosque mediterráneo esclerófilo de Chile. En todo caso, se trata de formaciones muy pastoreadas, con dos estratos: uno subarbóreo y otro herbáceo explotado por el ganado (vacas, cabras y caballos).

Mapa 1. Localización del área de estudio

Fuente: Elaboración propia



En lo que respecta a las facies diferenciadas, éstas se pueden clasificar en 3 grandes grupos. En un primer grupo se sitúan los retazos de Caatinga ubicados a media ladera de los inselbergs, donde se comienza a acumular algo de suelo y puede prosperar una agrupación que se caracteriza por la existencia de verdaderos árboles, que superan los 5 m de talla, y una gran diversidad de estratos junto a bolos graníticos. Una segunda facies (Fotografía 1) la configuran los retazos muy pequeños de Caatinga asociados a las partes bajas o rellanos entre los inselbergs, con suelo más profundo pero también gran cantidad de bolos o berruecos.

La tercera y última de las facies es la de Caatinga de laderas bajas y fondos de valle. En este caso, más que un verdadero bosque se trata de un matorral alto con gran presión por pastoreo. Es precisamente esta cuestión la que da lugar a subfacies: la primera de ellas no excesivamente pastoreada; y la segunda, en zonas más cercanas a algún caserío o hacienda, muestra mayor carga y presión ganadera. En ambos casos, así como en las anteriores dos facies dominaba el estrato arbóreo y subarbóreo de manera que las coberturas de las especies con cierta altura hacía que la presencia de herbáceas fuera escasa, en este caso es al contrario.

Fotografía 1. Ejemplo de parcela de la facies 2. Facies sobre rellanos entre inserbergs



2. METODOLOGÍA

El modelo de inventario LANBIOEVA ha sido ensayado, contrastado y corregido en sucesivas ocasiones (Lozano *et al.*, 2015) y se ha ensayado en diferentes ámbitos territoriales europeos (Península Ibérica, Balcanes, Península Escandinava...), centro-sudamericanos (Nicaragua, Región Mediterránea de Chile, Patagonia...) y, en la actualidad africanos (Marruecos) (Cadiñanos y Meaza, 1998a; Cadiñanos y Meaza, 1998b; Cadiñanos y Meaza, 2000; Cadiñanos, *et al.*, 2002; Meaza, *et al.*, 2006; Lozano *et al.*, 2007; Lozano y Cadiñanos, 2009; Cadiñanos, *et al.*, 2011; Lozano *et al.*, 2013; Sagastibeltza, *et al.*, 2014; Lozano *et al.*, 2015; Quintanilla y Lozano, 2016).

Se caracterizó y evaluó un total de 10 inventarios inéditos de 20 x 20 m, realizados en septiembre de 2015. En primer lugar y, para cada uno de los inventarios, se obtuvieron los datos de localización e identificación del lugar, aspectos y rasgos geográficos y medioambientales generales, fotografías de la parcela, etc. A continuación se tomaron no sólo los habituales datos sobre todos los taxones de la flora vascular presentes, sino también de la flora fúngica y líquénica y la cobertura de las especies de la briofita (estrato muscinal), con indicación de la cobertura general para los musgos, líquenes, hojarasca y suelo desnudo y la de cada especie con el resto, con una escala de 6 clases (5: máximo, +: mínimo; + menos del 1% de cobertura, 1 entre el 1,1% y el 10%, 2 entre el 10,1% y el 25%, 3 entre el 25,1% y el 50%, 4 entre el 50,1% y el 75% y 5 entre el 75,1% y el 100%), por cada uno de los cuatro estratos en que dividimos convencionalmente las comunidades (estrato >5 m, estrato entre 4,9 y 1 m, estrato entre 0,9 y 0,5 m y estrato inferior <0,49 m) y la cobertura global.

Además se tomaron datos sobre los hábitats no desglosables, la superficie de la mancha, la variedad dasonómica tipológica y los valores culturales y etnográficos añadidos.

Con toda la información obtenida por cada uno de los inventarios dentro de cada facies de Caatinga se confeccionó el sininventario que, como se ha dicho anteriormente, responde a la caracterización media de la facies estudiada. Los datos de cobertura, además, se obtienen a través de las medias de los datos registrados por cada especie en cada uno de los inventarios. Esta cuestión añade un mayor grado de objetividad a la formación final y, por tanto, al propio sininventario.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tabla 1 muestra diversos datos geográficos relacionados con cada una de las parcelas inventariadas, analizadas y valoradas.

Tabla 1. Datos geográficos de las parcelas estudiadas de la Caatinga de Pai Mateus

Fuente: elaboración propia.

Código	Latitud	Longitud	Altitud	Orientación	Facies
CAA1	S 7° 38'41,77"	W 36° 29'79,03"	444 m	SE	3a
CAA2	S 7° 37'76,53"	W 36° 30'10,45"	450 m	E	3a
CAA3	S 7° 37'76,53"	W 36° 30'10,45"	432 m	NE	3a
CAA4	S 7° 37'78,09"	W 36° 29'10,00"	435 m	NE	3a
CAA5	S 7° 22'57,10"	W 36° 17'47,21"	501 m	W	1
CAA6	S 7° 22'57,48"	W 36° 17'47,62"	503 m	NW	1
CAA7	S 7° 22'59,34"	W 36° 17'47,90"	499 m	SE	2
CAA8	S 7° 22'58,00"	W 36° 17'48,35"	505 m	Todas	2
CAA9	S 7° 23'08,12"	W 36° 17'58,35"	398 m	SE	3b
CAA10	S 7° 23'07,01"	W 36° 18'00,45"	376 m	Todas	3b

En la tabla 2 aparece cada uno de los parámetros valorados y su valor medio. En gris aparecen las diferentes sumas. En primer lugar las sumas parciales de los criterios fitocenóticos, territoriales, mesológicos y estructurales, que dan lugar a valor natural (INNAT). A continuación se valoran los distintos parámetros o criterios culturales (con un gris un poco más oscuro) y se suman a los anteriores, de manera que obtenemos el INCON (gris todavía más oscuro y en negrita) y que es la suma entre lo natural y lo cultural. A continuación y, una vez obtenido el (INCON), se valoran los criterios relacionados con el factor global de amenaza. Éste aparece con el gris más claro. EL PRICON o prioridad de conservación se obtendrá a partir de la multiplicación de los dos anteriores dando los valores finales (en negrita y con el gris más oscuro).

Antes de comenzar con los resultados hay que constatar que LANBIOEVA se ha adaptado perfectamente a las nuevas características de este ámbito no abordado hasta la fecha. Ha habido que habilitar un nuevo grupo fisiográfico en torno a las palmeras y bromeliáceas puesto que se salían de los anteriormente utilizados. En cuanto a la valoración, también ha habido que contemplar aspectos y elementos culturales nuevos que se añaden al acervo ya existente y que serán utilizados, a partir de esta experiencia para otros ámbitos. Todas estas aportaciones ayudarán a mejorar la versatilidad del método a escala global.

Existen otros métodos de valoración como el proyecto VANE, para la valoración de los activos naturales de España o el de Valoración de los Ecosistemas del Milenio (VEM). En el

primer caso se trata de un método centrado en España pero con un punto de vista excesivamente económico que obvia alguno de los aspectos y criterios valorados por LANBIOEVA, sin embargo, puede ser perfectamente complementario con éste puesto que la valoración del no uso o de las externalidades ya ha sido utilizado por los autores de este trabajo (Cadiñanos *et al.*, 2011). En cuanto al segundo, éste sí muestra un carácter más internacional y se centra en los bienes y servicios ecosistémicos que muy pocas veces son tenidos en cuenta. En este caso, LANBIOEVA sí puede equipararse con el mismo y pueden ser complementarios. No obstante, a día de hoy no ha sido puesto en marcha para el ecosistema que nos ocupa, de manera que no existen datos netos con los que compararnos.

Los resultados muestran notables diferencias. De hecho, los valores finales de PRICON fluctúan entre un mínimo de 1.745 puntos y un máximo de 2.821. Se puede observar que, en general, los criterios que sumados coadyuvan al interés fitocenótico global dan lugar a valores medios para las facies 3a y 3b, comparables a los obtenidos en la zona mediterránea española, patagónica o balcánica. Ahora bien, los valores mínimos de este grupo de criterios se obtienen en la facies más presionada por el ganado, cuya relativa sobrecarga hace que la madurez y regenerabilidad ofrezcan resultados bastante bajos, en tanto que el de diversidad es alto por la nutrida lista de especies herbáceas. Las valoraciones medias obtenidas para las facies 1 y 2 son comparables a las obtenidas en la zona central de la región mediterránea chilena o en bosques como los pinares subalpinos pirenaicos. Existe una cierta diferencia entre las 10 parcelas, especialmente en lo que respecta a la diversidad, donde destaca por encima del resto la facies 3b, y la madurez, que muestra una notable distancia negativa en contra de 3b. En el criterio de naturalidad todas las parcelas aparecen empatadas. La regenerabilidad también muestra una gran distancia entre las parcelas de la facies 3b y el resto, obteniendo las primeras puntuaciones muy bajas similares a formaciones de matorral de distintas partes del mundo.

En relación a los criterios territoriales, vuelve a existir una clara dicotomía entre las tres facies. El número de especies endémicas (Giulietti *et al.*, 2002) es más elevado en las facies con pastoreo no excesivo. Una cierta carga ganadera sostenible salvaguarda una importante cantidad de endemismos que han coevolucionado con esta presencia del ganado. La parcela 1 logró la máxima puntuación obtenida hasta la fecha a escala mundial. En general, el número de especies raras (Leal *et al.*, 2003) es también bastante elevado, destacando sobremanera dos parcelas: 5 y 8. La primera relacionada con la facies 1 y la segunda con la 2. En realidad, y como puede observarse, las parcelas donde menos transita el ganado, por las elevadas pendientes o lo inaccesible del relieve, atesoran más plantas protegidas o escasas, bajo algún tipo de peligro. Realmente, estas dos facies son las que en mejor estado se encuentran, no sólo con respecto a la aparición de estas especies raras, sino por una estructura más diversa e intrincada. En lo referente al carácter finícola no existen excesivas diferencias. En cualquier caso, una vez más, la parcela 8 asociada a la facies 2 obtiene puntuaciones superiores al resto. En cuanto a los relictos, no se llegó a detectar ninguno dentro de las fuentes consultadas. Además, la Caatinga tampoco muestra un carácter relictivo con lo que todas las facies y parcelas obtienen muy bajas valoraciones. Esta es una característica que normalmente aparece en los medios mediterráneos, tanto chilenos como ibéricos y balcánicos.

Los valores territoriales se encuentran, en general, muy próximos a las formaciones de Chile mediterráneo inventariadas y valoradas en 2008 y 2015, donde este grupo de criterios daban valores muy altos (Lozano *et al.*, 2015). Ello deriva, fundamentalmente, del gran número de endemismos y, en menor medida, de las plantas raras. No obstante, hay formaciones dentro de Europa y Marruecos que han dado lugar a puntuaciones más altas por su notable carácter finícola y relictivo.

Tabla 2. Valoraciones medias por cada uno de los criterios de la Caatinga de Pai Mateus
 Fuente: elaboración propia.

Valoración	Parámetros	CAA1	CAA2	CAA3	CAA4	CAA5	CAA6	CAA7	CAA8	CAA9	CAA10			
INTERÉS DE CONSERVACIÓN (INCON)	INTERÉS NATURAL (INNAT)	INFIT	Diversidad	5	5	4	6	5	5	5	7	7	9	
			Naturalidad	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
			Madurez (x2)	16	16	16	16	18	18	18	17	17	17	16
			Regenerabilidad	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	4
			SUMA INFIT	38	38	37	39	40	40	40	41	41	41	38
		INTER	Rareza (x2)	15	12	12	15	16	13	15	16	16	16	12
			Endemicidad	10	9	8	8,5	6	5	7	7	7	7	5
			Relictismo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			Car. Finícola	4,5	4	3	4	4	4	3	6	6	6	4
			SUMA INTER	29,5	25	23	27,5	26	22	25	29	29	29	21
	INMES	F. Geomorfológica (x2)	14	14	14	14	18	18	18	18	18	18	14	
		F. Climática	6	8	6	6	10	10	8	8	8	8	4	
		F. Hidrológica	6	6	6	6	10	10	6	9	9	9	4	
		F. Edáfica	5	5	5	5	10	10	7	7	7	7	7	
		F. Faunística	8	8	8	8	9	9	7	7	7	7	4	
		SUMA INMES	39	41	39	39	57	57	46	49	49	49	33	
	INEST	Riq. por Estratos (x0,5)	7	7	6	7	7	6,5	6	7	7	7	7	
		Cob. por Estratos (x0,5)	6	6	3,5	3	6,5	7	4,5	4,5	4,5	4,5	4	
		Riq. de Microhab.	6	6	4	5	6	6	5	6	6	6	2	
		Conect. Espacial	14	14	14	14	10	10	12	12	12	12	18	
		SUMA INEST	33	33	27,5	29	29,5	29,5	27,5	29,5	29,5	29,5	31	
	SUMA INNAT		139,5	137	126,5	134,5	152,5	148,5	138,5	148,5	148,5	123		
	INTERÉS CULTURAL (INCUL)	INPAT	Valor Etnobotánico (x2)	16	15	16	16	16	16	15	15	14	14	
			Valor Percepcional	6	5	6	6	7	7	8	8	4	4	
			Valor Didáctico	8	7	8	8	10	10	9	10	6	6	
			SUMA INPAT	30	27	30	30	33	33	32	33	24	24	
		INCULEST	Valor Fisionómico Estruct.	1	1	1	1	2	2	2	2	1	1	
Valor Cultural Estruct.			7	7	8	8	8	8	7	7	7	7		
SUMA INCULEST (x2)			16	16	18	18	20	20	18	18	16	16		
SUMA INCUL		46	43	48	48	53	53	50	51	40	40			
SUMA INCON		185,5	180	174,5	182,5	205,5	201,5	188,5	199,5	188,5	163			
PRIORIDAD DE CONSERVACIÓN (PRICON)	Presión Demográfica	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
	Accesibilidad-Transitabilidad	6	6	6	6	5	5	5	4	7	7			
	Amenazas Alternativas	3	3	3	3	8	8	8	7	5	4			
	Factor Global de Amenaza	10	10	10	10	14	14	14	12	13	12			
	PRICON	1.855	1.800	1.745	1.825	2.877	2.821	2.639	2.394	2.451	1.956			

En lo referente a los criterios de carácter mesológico, los valores son relativamente heterogéneos, tanto en general como para cada uno de los 5 criterios que lo componen. En primer lugar, habría que destacar que en los resultados generales existe una gran diferencia entre las parcelas CAA5 y CAA6 (las dos con 57 puntos) y CAA 9 (la puntuación más baja con tan sólo 30). Así, podemos afirmar que las cifras más elevadas para este grupo de criterios se dan en la facies 1, y las más pobres en la 3b. Hay que tener en cuenta que la facies 1 muestra un nivel estructural elevado al contar con varios estratos de vegetación, incluido el

arbóreo. Su ubicación en las laderas de los inselbergs con ausencia de suelo bien desarrollado le proporciona un papel geomorfológico, climático, hidrológico, edafológico y faunístico de primer orden. De hecho, los cinco criterios ofrecen puntuaciones muy elevadas: 18 para el geomorfológico, 10 para el climático, hidrológico y edáfico, y 9 para el faunístico. El geomorfológico también alcanza los 18 puntos en las parcelas CAA7 y CAA, pues la facies 2 muestra un alto valor a la hora de evitar procesos de erosión, en contraste con la modestia de las puntuaciones para el resto de criterios. En los factores climático, hidrológico, edáfico y faunístico son las parcelas CAA5 y CAA6 las que marcan los mayores registros, seguidos de las de la facies 2. Los valores mínimos se obtienen siempre en la facies 3b, mientras que la 3a muestra puntuaciones algo superiores.

También en los criterios estructurales, se obtienen puntuaciones muy contrastadas. Llama la atención la alta calificación de la facies 3a, CAA1 y CAA2; lo que se debe, en gran medida, a los registros derivados del CONESP, con una extensión muy superior al resto. La facies 3b alcanza calificaciones elevadas puesto que cuenta con mayor extensión que la 3a; pero la presión ganadera hace que cuente con menos estratos y especies por estrato. Lo que termina de lastar la puntuación de 3b es la escasez de nichos dentro de sus dos inventarios (1 punto para CAA9 y 2 para CAA10). Para este criterio las máximas puntuaciones se dan en los inventarios de las facies 1 y 2. En definitiva, con las cifras más elevadas se situaría la facies 3a, a continuación 3b, seguida muy de cerca por la facies 1 y la 2. Las distancias, no obstante, son mucho más reducidas que las registradas en otros criterios.

La suma de los 4 grupos de criterios da lugar al Interés Natural (INNAT), que determina una jerarquía donde las máximas calificaciones las alcanzan los inventarios CAA5 (152 puntos) y CAA6, CAA8 y CAA9 (148,5). Por su parte, las mínimas quedan registradas en CAA10 (123) y CAA3 (126,5). Está claro que la facies de Caatinga con mejores resultados responde a la de media ladera (1), con desarrollo arbóreo y suelo escaso. A continuación se dispondría la misma facies de Caatinga arbórea pero en rellanos entre los inselbergs, con mayor desarrollo edáfico (2). La Caatinga de fondo de valle, con pendientes muy suaves y gran desarrollo edáfico pero cierto grado de sobrepastoreo (3b), muestra cifras muy contrastadas, pues alberga una de las parcelas con mayor valor (CAA9) pero también la que más bajos registros presenta (CAA10). En general, 3a muestra mejores resultados que 3b, que basa gran parte de sus relativamente elevadas cifras en la gran extensión y, por tanto, buena conectividad.

Los criterios de carácter cultural están conformados por los valores de INPAT e INCULEST. Con respecto al primero de ellos, las puntuaciones son relativamente homogéneas en lo que respecta al criterio de mayor relevancia: el valor etnobotánico. Las facies que mejores registros detentan son 1 y 3a, todas ellas -salvo el caso de CAA2- con 16 puntos. Se trata de altas valoraciones ligadas a una utilización relativamente intensiva y sostenible de diversos recursos botánicos en forma de plantas curativas y alimenticias, plantas que se pastorean de forma sostenible, etc. La facies 2 cuenta con un punto menos, y 3b muestra unos recursos botánicos inferiores o sobreutilizados, lo que determina su menor valor etnobotánico. En este aspecto, nos gustaría subrayar que, en general, existe una fuerte relación de la población autóctona con la utilización racional y productiva de todo tipo de recursos botánicos; lo que en Europa se ha perdido en gran manera y que en lugares como Chile mediterráneo y la Patagonia muestra registros más modestos.

También muestran cierta homogeneidad las puntuaciones relativas al criterio de percepción (PER). En este caso, las facies mejor valoradas por la población local son las de la 2 (8 puntos), seguidas de la 1 (7), 3a (6 puntos, a excepción de CAA2) y 3b (4). Las valoraciones

que estiman el interés didáctico de cada una de las formaciones (DID) se comportan de una manera muy similar. Las mejor valoradas vuelven a ser la facies 1 y 2 con entre 10 y 9 puntos, por sus elevados recursos naturales y patrimoniales así como por la hipótesis relativa a lo que la Caatinga pudiera haber sido antes de la colonización y explotación antrópica. La facies 3a cuenta con valoraciones altas (entre 7 y 8 puntos), derivadas fundamentalmente del modelo de gestión sostenible, aunando explotación ganadera relativamente extensiva con grandes valores naturales y patrimoniales. La facies 3b presenta valores medios (6 puntos) aunque, en este caso, también existen importantes vectores educativos relacionados con lo que no se debería hacer a partir de una sobreexplotación del medio.

En el caso de los dos criterios que dan lugar al Valor Cultural Estructural (INCULEST), conformado por dos criterios como son el Valor Fisionómico Estructural (FISEST) y el Valor Cultural Estructural (CULEST) no hay excesivas diferencias entre los 18 puntos de CAA3, CAA4, CAA5 y CAA6 y los 16 puntos de CAA1, CAA2, CAA8, CAA9 y CAA10. Las cifras generales muestran una jerarquía que se define por las mayores puntuaciones para la facies 1, seguida de 3a, 2 y 3b. Dentro del criterio FISEST no hay grandes diferencias, puesto que en todos los inventarios de las facies 3a y 3b se registra un solo punto (Monte Bajo), mientras que las facies 1 y 2 obtienen 2 puntos (Monte Alto y Bajo). Para el CULEST las diferencias son mínimas, entre 7 y 8 puntos. Se trata de registros relativamente altos en comparación con otras formaciones a escala global, debido a la existencia de gran cantidad de elementos etnográficos, como muros y muretes, construcciones rústicas, carboneras, setos vivos de separación entre campos, vallados tradicionales, etc.

Sumados los valores naturales y culturales se obtiene el Interés de Conservación (INCON). Aquí los valores vuelven a diferir ostensiblemente, desde el de la parcela CAA5 (231,5 puntos) hasta el de CAA9 (169,5). Los registros más altos se obtienen en la facies 1, seguidos por 2 y 3a y, finalmente y a gran distancia. Por grupos de criterios, los de orden natural muestran las puntuaciones superiores en las facies 1 y 2; los estructurales en las facies 1, 3a y 2, por este orden; y los culturales en la facies 1, seguida muy de cerca por 3a y 2. En definitiva, la facies 1 siempre cuenta con altas puntuaciones, mientras que las facies 2 y 3a muestran registros similares, y la 3b marcaciones relativamente bajas.

Con respecto al factor global de amenaza (AM), los registros son, en general discretos, con la salvedad de las amenazas alternativas que se presentan altas en la facies 1 y, sobre todo, 2. Comparativamente, las amenazas son notoriamente menores que, por ejemplo, en la zona mediterránea chilena, similares a las registradas en las Penínsulas Ibérica y Balcánica; mayores a las de la Península Escandinava. Por factores, la presión demográfica es muy baja en la totalidad de los inventarios (1 punto). La accesibilidad-transitabilidad presenta los registros más altos en 3b debido a la cercanía de los caminos y vías más importantes y al paso y ramoneo del ganado, que simplifica la estructura y facilita el tránsito, lo que incrementa el factor global de amenaza. Por contra, cuanto más escarpada, inaccesible e intrincada es la formación, menores son las puntuaciones y más a salvo se mantienen. En este sentido, la facies 2 muestra puntuaciones bajas a medias debido a su carácter intrincado e intransitable; la 1 se encuentra en zonas escarpadas y muestra puntuaciones medias a bajas; y la 3a medias a altas por su cercanía a núcleos de población (caseríos) y caminos.

En lo que respecta a las amenazas alternativas, se detecta una jerarquía bien clara, pues son las facies 1, 2 y 3b, por este orden, las que más peligros pueden afrontar, fundamentalmente debido a la presión turística, a la posibilidad de fuegos y a la presión ganadera excesiva. Es destacable la alta puntuación registrada por 1 y 2 debido a que se configuran como pequeños retazos, muy amenazados tanto por eventos naturales (deslizamientos y procesos erosivos)

como por antrópicos (fuegos, talas, plantas xenófitas y otros tipos de plagas, etc.). La facies 3a muestra valores sensiblemente más reducidos al contar con un interés en mantenerla derivado de la cercanía con los núcleos habitados y como zona de pasto de alta calidad para el ganado. Curiosamente, aunque está cerca de los núcleos habitados y de las sendas más transitadas, muestra puntuaciones de amenaza alternativa baja a media.

En lo que respecta al PRICON, las puntuaciones más elevadas se registran en las parcelas de la facies 1: CAA5 (2.877) y CAA6 (2.821). A continuación se sitúan las de la 2 y 3b: CAA7 (2.639), CAA8 (2.394) y CAA9 (2.451). CAA10 cuenta con 1.956 puntos y, en último lugar, se sitúan las parcelas de la facies 3a que, aun poseyendo mayor calidad natural y cultural que 3b, presentan un índice global de amenaza inferior: 1.745 puntos para CAA3 y 1.855 para CAA1. Las puntuaciones finales de PRICON de las facies 3a y 3b son similares a las registradas en bosques relativamente naturales y maduros de la Península Ibérica o Balcanes; teniendo en cuenta, eso sí, que las dos formaciones brasileñas no configuran verdaderos bosques sino agrupaciones arbustivas convenientemente ahuecadas o adhesionadas. En cualquier caso, lo realmente prioritario es conservar las masas de muy reducida extensión configuradas por la facies 1 y 2.

En general podemos afirmar que las puntuaciones globales muestran valores relativamente altos, superiores, por ejemplo, a las de formaciones de la Península Ibérica y Balcanes asociadas a manchas forestales bien conservadas, relativamente complejas estructuralmente, extensas y con manejos culturales seculares; y, sobre todo, a las de los bosques boreales y norteos de Escandinavia y la mayor parte de bosques acidófilos europeos. Por el contrario, se encuentran ligeramente por debajo de las puntuaciones del bosque mediterráneo esclerófilo chileno con palma nativa (*Jubaea chilensis*) o del robledal mixto eutrofo de la zona eurosiberiana.

4. CONCLUSIONES

Constatamos que la metodología LANBIOEVA es perfectamente versátil y ha podido ser empleada, con distintas aportaciones nuevas, a un ecosistema que, hasta la fecha, no había sido abordado y que, además, no cuenta con excesivos estudios, investigaciones o publicaciones.

Las nuevas aportaciones han sido la inclusión de un grupo fisiográfico nuevo en los inventarios de vegetación, en concreto el que recoge las palmeras y bromeliáceas. También se han añadido aspectos nuevos en el método de valoración, sobre todo en la parte cultural, con dasotipologías nuevas derivadas de la gestión de los arbustos espinosos y con elementos etnográficos nuevos como hornos de calcinación, hornos para hacer carbón, estructuras pastoriles, etc.

En lo que respecta a las medidas para la correcta gestión de estas formaciones, hay que reseñar que los ejemplos de la facies 1, con el desarrollo de una vegetación incluso arbórea, debería ser protegida de manera estricta, seguramente incluso sin presencia de ganado o pastoreo por sus altos niveles de diversidad, madurez, dificultad de regenerabilidad, plantas raras, etc.

Los escasos ejemplos de la facies 2 también cuentan con altos valores derivados de la imposibilidad de que el ganado pueda acceder a los mismos. No obstante, no muestra ni el desarrollo ni las puntuaciones elevadas de la primera. La recomendación sería mantenerla de la misma forma y con las mismas prácticas con las que cuenta ahora, dejando que evolucione de manera natural.

Por último, hay una gran diferencia entre las parcelas de Caatinga de fondo de valle que se encuentran pastoreadas de forma sostenible de aquellas que son sobrepastoreadas. Las primeras muestran buenos valores y es posible que este pastoreo racional haya ayudado a aumentar el número de plantas raras o mantener incluso las endémicas. Las parcelas sobrepastoreadas corren graves riesgos de erosión y desertificación con lo que habría que restringir el número de cabezas y los periodos de pastoreo, de manera que en la época seca no fueran muy intensivos.

REFERENCIAS

- Cadiñanos, J.A.; Meaza, G. (1998a). *Bases para una Biogeografía aplicada. Criterios y sistemas de valoración de la vegetación*. Logroño: Geoforma.
- Cadiñanos, J.A.; Meaza, G. (1998b). Nueva propuesta metodológica de valoración del interés y de la prioridad de conservación de la vegetación, Mauleon. *Actas del Colloque International de Botanique Pyreneo-Cantabrique*.
- Cadiñanos, J.A.; Meaza, G. (2000). *Metodología complementaria de evaluación de ecosistemas forestales*. Inédito.
- Cadiñanos, J.A.; Meaza, G.; Lozano, P.J. (2002). Valoración del interés y de la prioridad de conservación de bosques y comunidades preforestales de Larra (Alto Pirineo Navarro), La Gomera, La Biogeografía: ciencia geográfica y ciencia biológica. *Actas del II Congreso Español de Biogeografía*.
- Cadiñanos, J.A.; Lozano, P.J.; Quintanilla, V. (2011). Propuesta de marco integrado para la valoración biogeográfica de los espacios Red Natura 2000 de la Comunidad Autónoma del País Vasco. El ejemplo de Gárate-Santa Bárbara (Guipúzcoa). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 57: 33-56.
- Giulietti, A.M.; Harley, R.M.; Queiroz, L.D.; Barbosa, M.D.V.; Bocage Neta, A.L.; Figueiredo, M.A.; Gamarra-Rojas, C.F.L. (2002). Espécies endêmicas da Caatinga. *Vegetação e flora da caatinga*: 103-115.
- Leal, I.R.; Tabarelli, M.; Silva, J.M.C. (2003). *Ecologia e conservação da Caatinga*. Brasil: Editora Universitária da UFPR.
- Lozano, P.J.; Cadiñanos, J.A.; Longares, L.A.; Cid, M.A.; Díaz, C. (2007). Valoración Biogeográfica de los tipos de bosque en la combe de Huidobro (Parque Natural de las Hoces del Ebro-Burgos). Ávila. *Actas del 4º Congreso Español de Biogeografía*, 19.
- Lozano, P.J.; Cadiñanos, J.A. (2009). Propuesta de marco metodológico integrado para la valoración de Espacios de la Red Natura 2000 de la Comunidad Autónoma del País Vasco. El ejemplo de Gárate-Santa Bárbara (País Vasco). *Biogeografía Scientia Biodiversitatis*: 199-206.
- Lozano P.J.; Cadiñanos, J.A.; Latasa, I.; Meaza, G. (2013). Caracterización y valoración biogeográfica de los pinares de *Pinus uncinata* del karst de Larra (Alto Pirineo Navarro) para su ordenación y gestión. *Geographicalia*, 63-64: 95-120.
- Lozano P.J.; Cadiñanos, J.A.; Latasa, I.; Quintanilla, V.; Meaza, G. (2015). Caracterización, valoración y evaluación de los paisajes vegetales de Chile Mediterráneo. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 67: 14-32.
- Meaza, G.; Cadiñanos, J.A.; Lozano, P.J. (2006). Valoración biogeográfica de los bosques de la reserva de la biosfera de Urdaibai (Vizcaya). Urdaibai, *Actas del III Congreso Español de Biogeografía*: 399-411.
- Quintanilla, V.G.; Lozano, P.J. (2016). Valoración biogeográfica del bosque mediterráneo esclerófilo con palmeras (*Jubaea chilensis* Mol. Baillon) en la Cuenca del Quiteño, Chile a partir de la aplicación del método de valoración LANBIOEVA. *Pirineos*, 171: 1-16.
- Sagastibelza, E.; Lozano P.J.; Herrero, X. (2014). Nafarroako Bortzirietako baso-landaredien paisaien inbentariazioa, karakterizazioa eta balorazio biogeografikoa. *Lurralde*, 37: 97-133.

CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD
XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía
Santander (Cantabria), 22-25 junio de 2020



¿HAY RIESGO DE ESTABLECIMIENTO DE ENCEFALITIS JAPONESA EN EUROPA?

José María García-Carrasco, Alisa Aliaga-Samanez, Jesús Olivero, Antonio Román Muñoz, Estefanía Santos y Raimundo Real

Grupo de Biogeografía, Diversidad y Conservación. Dpto. Biología Animal. Universidad de Málaga. jmgc@uma.es; alisaliaga@uma.es; jesusolivero@uma.es; roman@uma.es; estsanbar@gmail.com; rrgimenez@uma.es

RESUMEN

La encefalitis japonesa, enfermedad causada por un flavivirus, es una de las principales causas de encefalitis viral en Asia. Se registran anualmente unos 67.900 casos, de los que el 30% llegan a ser mortales. La infección es transmitida por mosquitos de la familia Culicidae; los reservorios conocidos son cerdos, aves de la familia Ardeidae y marginalmente quirópteros; y los humanos somos los huéspedes finales. La prevención de enfermedades emergentes es uno de los principales retos sanitarios internacionales, de igual modo que para la patogeografía es un desafío la predicción de la distribución de las enfermedades zoonóticas. El riesgo de introducción del virus de la encefalitis japonesa en los países europeos es elevado debido a la diversidad y abundancia de aves susceptibles de actuar como reservorios; y por la presencia de los potenciales vectores, entre ellos el mosquito trompetero, *Culex pipiens*, y el mosquito tigre, *Aedes albopictus*. Ante la amenaza de que la enfermedad llegue a Europa, se ha realizado una aproximación al área de distribución potencial de la encefalitis japonesa mediante la aplicación de diferentes metodologías. Para ello se han realizado modelos de distribución y se ha aplicado la lógica difusa. Los resultados identifican aquellas provincias europeas que son ambientalmente favorables para la presencia de los vectores del virus. El uso de la biogeografía, como disciplina integradora, permite estudiar las distribuciones de vectores, reservorios y casos conocidos de la enfermedad con la finalidad de evaluar el riesgo de establecimiento y propagación de este virus.

Palabras clave: favorabilidad, lógica difusa, modelos de distribución, patogeografía, zoonosis.

ABSTRACT

The Japanese encephalitis is a disease caused by a flavivirus, which is one of the main causes of viral encephalitis in Asia. Some 67,900 cases are recorded annually, 30% of which become fatal. The infection is transmitted by mosquitoes of the Culicidae family; pigs, and birds of the Ardeidae family are the known reservoirs and marginally; and humans are the final hosts. The prevention of emerging diseases is one of the main international health challenges, just as the prediction of the distribution of zoonotic diseases is a challenge for pathogeography. The risk of introduction of Japanese encephalitis virus in European countries is high due to the diversity and abundance of birds susceptible to act as reservoirs; and to the presence of potential vectors, including the common house mosquito, *Culex pipiens* and the Asian tiger mosquito, *Aedes albopictus*. Given the threat of the disease reaching Europe, an approximation has been made to the potential distribution area of the Japanese encephalitis

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

García-Carrasco, J.M.; Aliaga-Samanez, A.; Olivero, J.; Román Muñoz, A.; Santos, E.; Real, R. (2020). ¿Hay riesgo de establecimiento de encefalitis japonesa en Europa?. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 73-82.

through the application of different methodologies. For this purpose, distribution models have been carried out and fuzzy logic has been applied. The results identify those European provinces that are environmentally favorable for the presence of the virus vectors. The use of biogeography as an integrating discipline allows studying distributions of vectors, reservoirs, and cases of disease with the aim to evaluate the establishment and spread of this virus

Keywords: distribution models, favorability, fuzzy logic, pathogeography, zoonoses.

1. INTRODUCCIÓN

Más de la mitad de los patógenos que afectan al ser humano (61%) son patógenos zoonóticos: virus, bacterias, parásitos y hongos transmitidos directa o indirectamente desde un reservorio animal (Taylor *et al.*, 2001). La Organización Mundial de la Salud (WHO, 2005) considera las zoonosis como uno de los principales agentes que afecta a la economía y a la salud a escala global, y más del 70% de las enfermedades infecciosas emergentes son zoonóticas (Jones *et al.*, 2008; Wang y Cramer, 2014). La encefalitis japonesa (EJ) es una de las zoonosis emergentes que se está expandiendo a nivel global (Erlanger *et al.*, 2009). Está causada por el virus de la encefalitis japonesa (VEJ), el cual se distribuye por el sur, este y sudeste de Asia y el Pacífico (Solomon, 2003), poniendo en riesgo la vida de tres mil millones de personas (United Nations, 2005). El VEJ es un Flavivirus de la familia Flaviviridae transmitido por artrópodos (arbovirus), concretamente por mosquitos del género *Culex*. En su área nativa, el VEJ es transmitido por el mosquito *Culex tritaeniorhynchus* entre las aves acuáticas de la Familia Ardeidae (garzas), que actúan como reservorios del virus (Esser *et al.*, 2019; Solomon, 2003). No obstante, regularmente el virus se extiende a mamíferos, principalmente a los cerdos, actuando como hospedadores amplificadores del virus donde éste se replica activamente (Solomon, 2003). Los humanos son huéspedes finales del virus, padeciendo la enfermedad, pero sin producir la viremia suficiente para infectar a otra persona.

Aunque a día de hoy no se han dado casos autóctonos de EJ en Europa, Ravanini *et al.* (2012) reportaron la detección de una secuencia de ARN del VEJ entre mosquitos trompeteros (*Culex pipiens*) en el noreste de Italia. Anteriormente, Mani *et al.* (2009) encontraron el virus en aves de la Toscana. Como consecuencia, la amenaza de una aparición de la EJ en Europa está vigente desde entonces (Platonov *et al.*, 2012; Zeller, 2012). No sólo se ha demostrado la competencia del autóctono *C. pipiens* como vector del VEJ, sino también la del exótico mosquito tigre (*Aedes albopictus*), en expansión a nivel europeo (de Wispelaere *et al.*, 2017) desde su llegada al continente en 1979 (Adhami y Murati, 1987).

El objetivo del presente trabajo es buscar las áreas ambientalmente favorables en territorio europeo para la presencia de los dos principales potenciales los vectores de la EJ en Europa: *C. pipiens* y *A. albopictus*. De esta forma pretendemos determinar las regiones europeas con mayor riesgo para la propagación del VEJ.

2. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio está conformada por Europa Occidental, así como los siguientes países del este: Letonia, Lituania, Estonia, Polonia, Eslovaquia, Eslovenia, Hungría, Croacia, Serbia, Bosnia y Herzegovina, Montenegro, Albania, Macedonia del Norte, Bulgaria, Rumanía, Turquía y Chipre (Mapa 1). El área de estudio ha sido dividida en NUTS (del inglés *Nomenclature of Territorial Units for Statistics*) de nivel 3 (European Commission, 2003), que

en España equivalen a provincias. Sin embargo, para Bélgica, Países Bajos, Alemania y Suiza se ha utilizado el nivel 2 de NUTS a fin de homogeneizar el tamaño de las unidades geográficas seleccionadas. Por la misma razón, los diferentes NUTS que conforman el área de Londres (Outer London - East and North East; Outer London - West and North West; Outer London - South; Inner London - West y Inner London - East) han sido unidas, quedando como una única unidad Geográfica: Londres.

3. METODOLOGÍA

3.1. Base de datos

Se ha trabajado con las distribuciones conocidas hasta la fecha de *C. pipiens* y *A. albopictus* en el área de estudio. Para ello, las presencias de dichas especies han sido obtenidas del Centro Europeo para la Prevención y el Control de las Enfermedades (ECDC), a través de una solicitud al Sistema Europeo de Vigilancia (TESSy). Estas presencias han sido complementadas con GBIF (2019) y una revisión de artículos y libros científicos: Becker *et al.*, 2003; Hesson *et al.*, 2014; Osório *et al.*, 2014; Kraemer *et al.*, 2015; Di Luca *et al.*, 2016; Vogels *et al.*, 2016. La proyección de las presencias de los mosquitos se ha hecho sobre el área de estudio mediante el sistema de información geográfica ArcGis Desktop 10.4 (Mapa 1).

Mapa 1. Distribución de *A. albopictus* (arriba) y *C. pipiens* (abajo) en el área de estudio



3.2. Análisis de datos

A partir de los datos recopilados se han realizado regresiones logísticas binarias basándonos en dos tipos de variables: variables dependientes (presencia/ausencia de los mosquitos) y variables independientes (variables ambientales) (Tabla 1). El resultado de cada regresión ha sido un valor de probabilidad (P) para cada NUTS, en función de las variables independientes seleccionadas del conjunto inicial mediante un proceso de introducción por pasos hacia adelante, en el que cada paso añade una variable al modelo, que lo mejora significativamente con respecto al del paso anterior.

Mediante la Función de Favorabilidad descrita por Real et al. (2006):

$$F = \frac{\frac{P}{1-P}}{\binom{n1}{n0} + \left(\frac{P}{1-P}\right)}$$

se ha calculado un valor de Favorabilidad (F) para cada NUTS que representa el grado en el que las condiciones (referidas a las variables independientes) favorecen la ocurrencia de un suceso determinado (en este caso, la presencia de mosquitos), con valores que oscilan entre 0 y 1. El valor de $n1$ representa el número de presencias registradas, y el de $n0$ el de ausencias.

Con el fin de evitar la excesiva multicolinealidad entre las variables independientes, se han identificado las variables correlacionadas en una matriz de coeficientes de correlación de Spearman calculada mediante el software IBM SPSS Statistics 25. De entre dos variables con correlación mayor que 0,9 se ha eliminado la que presenta menor relación con la variable dependiente, atendiendo a una prueba de puntuación. En los casos de correlación entre 0,8 y 0,9 se ha dejado al modelo elegir entre ellas mediante el procedimiento por pasos. Cuando aun así han entrado en el modelo dos de estas variables, se ha eliminado manualmente aquella menos relacionada con la variable dependiente.

Para minimizar el error tipo I, se ha procedido a calcular la Tasa de Descubrimiento Falso (FDR). Mediante pruebas de puntuación se ha evaluado la relación entre la variable independiente y las variables dependientes. Estas últimas se han dispuesto en orden creciente según su significación en dichas pruebas. Sólo las variables con significación menor que $i \times q/V$ [donde i es la posición de la variable en el orden referido, q la significación umbral ($q = 0,05$), y V el número total de variables] han sido utilizadas como variables explicativas en el modelo.

Además, para el mosquito tigre se ha considerado una variable independiente puramente espacial, basada en la latitud y longitud. De esta forma, dada la reciente llegada de la especie al continente europeo, se pretende considerar el potencial expansivo de su distribución a través de una autocorrelación espacial no necesariamente explicada por el ambiente, que representa la estructura espacial de la distribución actual (Legendre, 1993). La construcción de dicha variable se ha realizado mediante una regresión logística, por pasos hacia atrás, de las presencias del mosquito tigre y diferentes combinaciones de latitud y longitud, siguiendo la aproximación *trend Surface* o superficie de tendencia (Legendre y Legendre, 1998). Se ha considerado como variable espacial la ecuación *logit* producida por la regresión logística (es decir, una combinación lineal de las variables seleccionadas en la regresión).

Una vez obtenidos los modelos para cada especie de mosquitos se ha generado un nuevo modelo resultado de la unión difusa (Zadeh, 1965) de los mismos. Para cada NUTS se ha calculado el valor máximo de favorabilidad de cada uno de los modelos. El resultado final es un nuevo modelo (*C. pipiens* U *A. albopictus*) que se traduce en la favorabilidad de cada NUTS para la presencia de, al menos, uno de los vectores.

Tabla 1. Variables usadas en los modelos de distribución en Europa

Tipo	Subtipo	Abreviación	Nombre	
HUMANAS	Concentración humana	<i>Dens_pob</i>	Densidad poblacional ¹	
		<i>Distcenpob</i>	Distancia a centros poblados ²	
	Ganado	<i>Fao_avecorral</i>	Densidad aves de corral ³	
		<i>Fao_pato</i>	Densidad patos ³	
		<i>Fao_caballo</i>	Densidad equinos ³	
		<i>Fao_cerdo</i>	Densidad cerdos ³	
		<i>Dist_carr</i>	Distancia a carreteras ⁴	
	Infraestructura	<i>Cor_urban</i>	Tejido urbano continuo ⁵	
			Tejido urbano discontinuo ⁵	
			Unidades industriales o comerciales ⁵	
			Lugares de construcción ⁵	
		<i>Cor_road_rail</i>	Redes de carreteras y ferrocarriles ⁵	
		<i>Cor_grUrban</i>	Áreas verdes urbanas ⁵	
	Agricultura	<i>Cor_secano</i>	Tierra arable no irrigada ⁵	
			Viñedos ⁵	
			Olivares ⁵	
			Cultivos anuales asociados con cultivos permanentes ⁵	
			<i>Cor_arroz</i>	Arrozales ⁵
		<i>Cor_irrig</i>	Tierras permanentemente irrigadas ⁵	
			Árboles frutales y plantaciones de bayas ⁵	
			Pastos ⁵	
		<i>Cor_het_cult</i>	Patrones de cultivos complejos ⁵	
		<i>Cor_agr_veg</i>	Tierras agrícolas con áreas de vegetación natural ⁵	
	<i>Cor_agrfores</i>	Zonas agroforestales ⁵		
NO HUMANAS	Ecosistemas	<i>Cor_hojancha</i>	Bosques de hoja ancha ⁵	
		<i>Cor_conif</i>	Bosque de coníferas ⁵	
		<i>Cor_bosqmit</i>	Bosque mixto ⁵	
		<i>Cor_past</i>	Pastizales naturales ⁵	
		<i>Cor_param</i>	Páramo y brezales ⁵	
		<i>Cor_escler</i>	Vegetación esclerófila ⁵	
		<i>Cor_trans</i>	Arbusto de bosque transitorio ⁵	
		<i>Cor_veg_esc</i>	Zonas de poca vegetación ⁵	
		<i>Cor_marsim_int</i>	Marismas de interior ⁵	
			<i>Cor_turb</i>	Turberas ⁵
		Hidrográficas	<i>Cor_marism</i>	Marismas ⁵
			<i>Cor_salina</i>	Salinas ⁵
	<i>Cor_interma</i>		Planicies intermareales ⁵	
	<i>Cor_rio</i>		Ríos ⁵	
	<i>Cor_cuerp_agua</i>		Cuerpos de aguas ⁵	
	<i>Cor_lag_cost</i>		Lagunas costeras ⁵	
	<i>Cor_estuar</i>		Estuarios ⁵	
		<i>Dist_rio</i>	Distancia a ríos ⁶	
	Topográficas	<i>Alt</i>	Altitud ⁷	
		<i>Pend</i>	Pendiente ⁸	
Climáticas	<i>Bio1</i>	Temperatura media anual ⁹		
	<i>Bio5</i>	Temperatura máxima del mes más cálido ⁹		
	<i>Bio6</i>	Temperatura mínima del mes frío ⁹		
	<i>Bio7</i>	Rango de temperatura anual ⁹		
	<i>Bio12</i>	Precipitación anual ⁹		
	<i>Bio15</i>	Estacionalidad de la precipitación ⁹		

¹ LandScanTM 2008 High Resolution Global Population Data Set (copyrighted by UT-Battelle, LLC, operator of Oak Ridge National Laboratory), excluding any areas less than 2-km far from urban areas (as delimited by the MODIS 500 -m Map of Global Urban Extent for 2001-2002 (Schneider *et al.*, 2009; 2010).

² Administrative Centres and Populated Places shapefile at the Relational World Database II (RWDB2) updated in 2000 (<http://www.fao.org/geonetwork>).

³ Mapa de la ganadería mundial de la FAO 2010 (<http://www.fao.org/livestock-systems/en/>).

⁴ Vector Map Level 0 at the Digital Chart of the World (DCW, <http://worldmap.harvard.edu>), updated in 2002.

⁵ Corine Land Cover 2018 (<https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc2018>).

⁶ Global Drainage Basin Database GDBD. Released Version 1.0: May 29, 2007 (http://www.cger.nies.go.jp/db/gdbd/gdbd_index_e.html).

⁷ GTOPO30 (US Geological Survey 1996).

⁸ Elaborado a partir del DEM (Digital Elevation Model) de la variable Altitud (GTOPO30; US Geological Survey 1996), utilizando el sistema de información geográfica ArcGIS Desktop 10.3.

⁹ Chelsa (<http://chelsa-climate.org>).

4. RESULTADOS

Los mapas 2 y 3 representan el grado de favorabilidad, en los NUTS, para la presencia de las especies de mosquitos estudiadas. Para ello se ha dividido el grado de favorabilidad en cuatro categorías: favorabilidad baja (0-0,2), intermedia-baja (0,2-0,5), intermedia-alta (0,5-0,8) y alta (0,8-1). Las variables finales incluidas en cada modelo se muestran en la tabla 2.

Tabla 2. Variables incluidas en los modelos de *A. albopictus* y *C. pipiens*

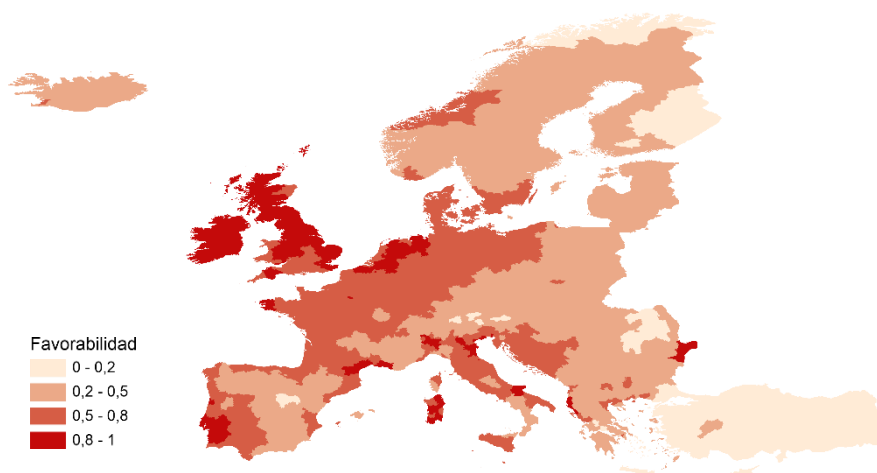
Variables	<i>A. albopictus</i>			<i>C. pipiens</i>		
	(Modelo Ambiental-Espacial)			(Modelo Ambiental)		
	<i>B</i>	<i>Wald</i>	<i>P</i>	<i>B</i>	<i>Wald</i>	<i>P</i>
<i>Bio1</i>	0,163	25,912	0,000	-	-	-
<i>Bio5</i>	-0,078	22,820	0,000	-	-	-
<i>Bio6</i>	-0,062	18,466	0,000	0,011	11,909	0,001
<i>Bio7</i>	-	-	-	-0,006	4,734	0,030
<i>Bio15</i>	-	-	-	-0,026	17,507	0,000
<i>Cor_cuerp_agua</i>	10,100	3,966	0,046	-	-	-
<i>Dens_pob</i>	0,000	3,687	0,055	-	-	-
<i>Esp_Aealbo</i>	1,102	167,811	0,000	-	-	-
<i>Cor_agrfores</i>	-	-	-	7,377	5,378	0,020
<i>Cor_lag_cost</i>	-	-	-	119,044	6,280	0,012
<i>Cor_turb</i>	-	-	-	11,641	4,482	0,034
<i>Cor_arroz</i>	-	-	-	23,038	2,937	0,087
<i>Dist_rio</i>	-	-	-	-0,000	15,085	0,000
<i>Distcenpob</i>	-	-	-	-0,000	12,059	0,001
<i>F_avescorral</i>	-	-	-	0,000	4,234	0,040

Sus coeficientes (B), valores del parámetro de Wald, y significación (P).

4.1. Modelo ambiental del *Culex pipiens*

El modelo ambiental de la distribución de *C. pipiens* (Mapa 2) presenta 10 variables independientes (Tabla 2), siendo las más explicativas las variables climáticas -estacionalidad de las precipitaciones (*Bio15*) y temperatura mínima del mes más frío (*Bio6*)- y las variables distancia a ríos (*Dist_rio*) y distancia a centro poblados (*Distcenpob*), ya que poseen mayor valor en el parámetro de Wald. Las zonas con mayor favorabilidad para la presencia del mosquito están en la costa atlántica, destacando Gran Bretaña e Irlanda, Alemania, Países Bajos y Alemania, y la costa del mar Adriático, así como Cerdeña.

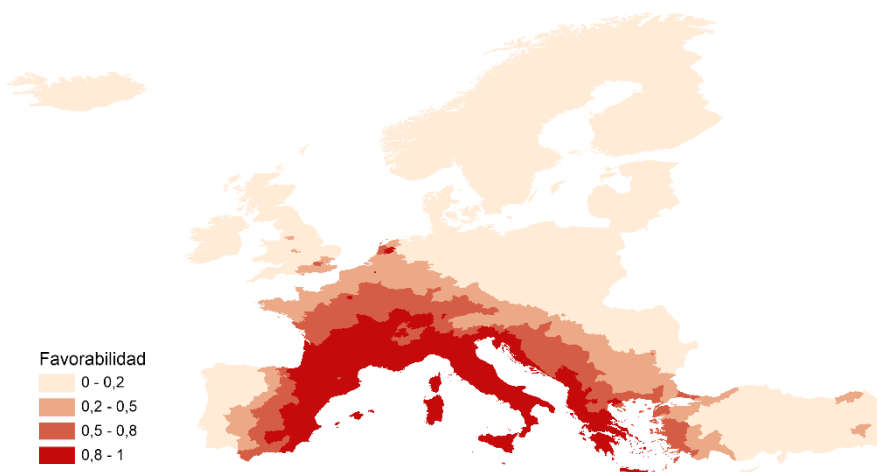
Mapa 2. Modelo de favorabilidad para la presencia de *C. pipiens* en el área de estudio



4.2. Modelo ambiental-espacial del *Aedes albopictus*

Sólo cuatro variables ambientales, junto con la propia estructura espacial de las presencias del mosquito, han formado parte del modelo ambiental-espacial (Mapa 3). Con diferencia, la variable ambiental que más contribuye en el modelo es la temperatura media anual (*Bio1*). A excepción de los Países Bajos, las zonas de mayor favorabilidad para este vector se encuentran siguiendo el arco mediterráneo.

Mapa 3. Modelo de favorabilidad para la presencia de *A. albopictus* en el área de estudio

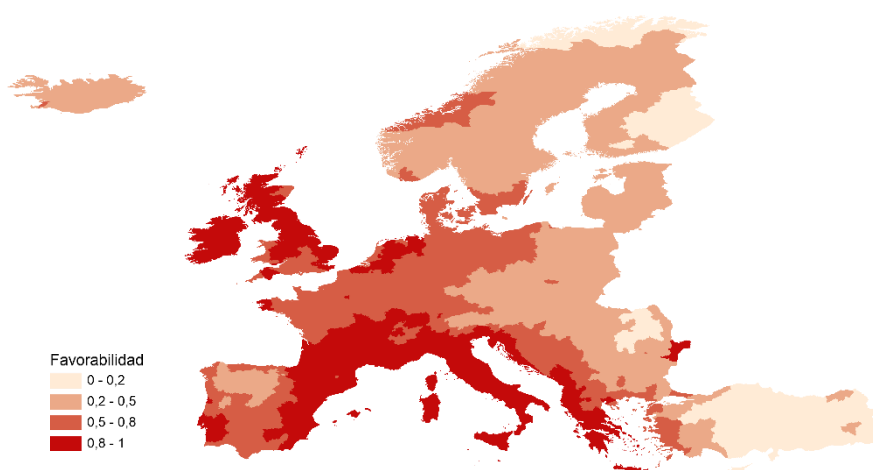


4.3. Modelo de los vectores de la encefalitis japonesa

En el mapa 4 se pueden observar las áreas favorables para la presencia de, al menos, uno de los vectores de la encefalitis japonesa. Este modelo combina las zonas favorables para la presencia de *C. pipiens* y de *A. albopictus*. Como resultado, la mayor parte del área europea estudiada muestra favorabilidad intermedia o alta ($F > 0,2$) para la presencia de, al menos, uno de los vectores. La excepción, con favorabilidad baja ($F < 0,2$), se encuentra en el noreste

(algunas provincias de Finlandia y Noruega), el sudeste (gran parte de Turquía) y la región de los Cárpatos (en Rumanía). Destaca la alta favorabilidad ($F > 0,8$) en la costa atlántica de Europa Central y Occidental, así como en la costa mediterránea.

Mapa 4. Modelo de favorabilidad para la presencia de, al menos, una especie de los dos vectores de la JE en el área de estudio



5. DISCUSIÓN

La EJ posee las características típicas de una enfermedad infecciosa emergente, a pesar de la disponibilidad de una vacuna efectiva y de coste asequible. El crecimiento poblacional de los países asiáticos, junto con el aumento de las explotaciones porcinas (amplificador del virus) y de arrozales (lugares propicios para los reservorios del VEJ), podrían explicar la emergencia de la enfermedad en su área de distribución natural. Se registró por primera vez en Japón en 1871 (Erlanger *et al.*, 2009), en Filipinas en la década de los 50 (Barzaga, 1989) y en Australia en 1995 (Hanna *et al.*, 1996). Pese a no haberse registrado casos autóctonos en suelo europeo, el virus se ha detectado en dos ocasiones en el norte de Italia, una en aves (Mani *et al.*, 2009) y otra en mosquitos, concretamente en *C. pipiens* (Ravanini *et al.*, 2012). Ambas zonas son de alta favorabilidad según el modelo final de vectores de la EJ (Mapa 4.). Por ello, la llegada de la enfermedad podría traducirse en una propagación de la misma, por al menos uno de los dos potenciales vectores aquí estudiados.

En el modelo del *C. pipiens*, la variable arrozales (*Cor_arroz*) ha contribuido de forma positiva a explicar su distribución. No es de extrañar que los arrozales sean un hábitat ideal para las larvas de esta especie de mosquitos dada la disponibilidad de agua. Además, estas zonas son un hábitat ideal para los reservorios del VEJ, aves de la familia Ardeidae. Por tanto, el solapamiento entre las áreas favorables para la presencia de mosquitos y de las aves, que son el principal reservorio de la enfermedad, supone un riesgo añadido para el establecimiento y propagación de la enfermedad en el caso de que llegue a estar presente el patógeno.

Los modelos aquí realizados están sujetos a cambios: por un lado, al mejor conocimiento de la distribución del ampliamente distribuido *C. pipiens*; por otro, a los más que probables cambios por venir en la distribución de *A. albopictus* en Europa (en continua expansión) (Kraemer *et al.*, 2019). La modelación de los potenciales vectores de la encefalitis japonesa en Europa debe tratarse como una primera aproximación biogeográfica que pretende facilitar la

evaluación de la posible propagación del virus. Igualmente, los modelos de riesgo de esta enfermedad podrían contemplar las combinaciones difusas de modelos de distribución de las explotaciones porcinas y de las aves implicadas en el ciclo zoonótico. De esta forma se identificarían las zonas europeas con mayor riesgo, dado que se tendrían en cuenta los diferentes componentes del ciclo de la enfermedad. No obstante, los modelos aquí elaborados suponen un primer paso en la identificación de las zonas favorables para los potenciales vectores más importantes de la EJ en el área estudiada. Consecuentemente, se podrían desarrollar medidas de vigilancia y prevención en las zonas aquí destacadas como de favorabilidad alta y media-alta, puesto que son los lugares ambiental y espacialmente favorables para la presencia de una parte fundamental del ciclo de una enfermedad que, pese a no estar aún establecida, ya es considerada como potencial amenaza para la salud pública europea.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido apoyado por el Proyecto CGL2016-76747-R del Ministerio de Economía, Industria y Competitividad y Fondos FEDER. Agradecemos también al Ministerio de ciencia, Innovación y Universidades por la Beca FPU 17/02834 y FPU 16/06710.

REFERENCIAS

- Adhami, J.; Murati, N. (1987). Prani e mushkonjës *Aedes albopictus* në Shqipëri [Presence of the mosquito *Aedes albopictus* in Albania]. *Rev. Mjekësore*, 1: 13-16.
- Barzaga, N.G. (1989). A review of Japanese encephalitis cases in the Philippines (1972-1985). *Southeast Asian J. Trop. Med. Public Health*, 20: 587-592.
- Becker, N.; Zgomba, M.; Petric, D.; Dahl, C.; Boase, C.; Lane, J.; Kaiser, A. (Eds.) (2003). *Mosquitoes and their control*. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers.
- de Wispelaere, M.; Desprès, P.; Choumet, V. (2017). European *Aedes albopictus* and *Culex pipiens* are competent vectors for Japanese encephalitis virus. *PLoS Negl. Trop. Dis.*, 11: 1-19. [doi:10.1371/journal.pntd.0005294](https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0005294)
- Di Luca, M.; Toma, L.; Boccolini, D.; Severini, F.; La Rosa, G.; Minelli, G.; Bongiorno, G.; Montarsi, F.; Arnoldi, D.; Capelli, G.; Rizzoli, A.; Romi, R. (2016). Ecological distribution and CQ11 genetic structure of *Culex pipiens* complex (Diptera: Culicidae) in Italy. *PLoS One*, 11: 1-16. [doi:10.1371/journal.pone.0146476](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0146476)
- Erlanger, T.E.; Weiss, S.; Keiser, J.; Utzinger, J.; Wiedenmayer, K. (2009). Past, present, and future of Japanese encephalitis. *Emerg. Infect. Dis.*, 15: 1-7. [doi:10.3201/eid1501.080311](https://doi.org/10.3201/eid1501.080311)
- Esser, H.J.; Mögling, R.; Cleton, N.B.; Van Der Jeugd, H.; Sprong, H.; Stroo, A.; Koopmans, M.P.G.; De Boer, W.F.; Reusken, C.B.E.M. (2019). Risk factors associated with sustained circulation of six zoonotic arboviruses: A systematic review for selection of surveillance sites in non-endemic areas. *Parasites and Vectors*, 12: 1-17. [doi:10.1186/s13071-019-3515-7](https://doi.org/10.1186/s13071-019-3515-7)
- European Commission (2003). *Eurostat, NUTS*. Nomenclature of Territorial Units for Statistics. Luxembourg: Eurostat.
- Hanna, J.N.; Ritchie, S.A.; Phillips, D.A.; Shield, J.; Bailey, M.C.; Mackenzie, J.S.; Poidinger, M.; McCall, B.J.; Mills, P.J. (1996). An outbreak of Japanese encephalitis in the Torres Strait, Australia, 1995. *Med. J. Aust.*, 165: 256-60.
- Hesson, J.C.; Rettich, F.; Merdić, E.; Vignjević, G.; Östman, Ö.; Schäfer, M.; Schaffner, F.; Foussadier, R.; Besnard, G.; Medlock, J.; Scholte, E.J.; Lundström, J.O. (2014). The arbovirus vector *Culex torrentium* is more prevalent than *Culex pipiens* in northern and central Europe. *Med. Vet. Entomol.*, 28: 179-186. [doi:10.1111/mve.12024](https://doi.org/10.1111/mve.12024)

- Jones, K.E.; Patel, N.G.; Levy, M.A.; Storeygard, A.; Balk, D.; Gittleman, J.L.; Daszak, P. (2008). Global trends in emerging infectious diseases. *Nature*, 451: 990-993. [doi:10.1038/nature06536](https://doi.org/10.1038/nature06536)
- Kraemer, M.; Messina, J.; Faria, N.; Pybus, O.; Wint, W. et al, 2019. Past and future spread of the arbovirus vectors *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus*. *Nat. Microbiol.*, 4: 854-863.
- Kraemer, M.U.; Sinka, M.E.; Duda, K.A.; Mylne, A.Q.; Shearer, F.M.; Barker, C.M.; Moore, C.G.; Carvalho, R.G.; Coelho, G.E.; Van Bortel, W.; Hendrickx, G.; Schaffner, F.; Elyazar, I.R.; Teng, H.J.; Brady, O.J.; Messina, J.P.; Pigott, D.M.; Scott, T.W.; Smith, D.L.; Wint, G.W.; Golding, N.; Hay, S.I. (2015). The global distribution of the arbovirus vectors *Aedes aegypti* and *Ae. albopictus*. *Elife*, 4: e08347. [doi:10.7554/eLife.08347](https://doi.org/10.7554/eLife.08347)
- Legendre, P. (1993). Spatial Autocorrelation: Trouble or New Paradigm? *Ecology*, 74: 1659-1673.
- Legendre, P.; Legendre, L. (1998). *Numerical Ecology*. Amsterdam (The Netherlands).
- Mani, P.; Legrotttaglie, R.; Bertelloni, F.; Fratini, F.; Filogari, D.; Rossi, G. (2009). Il Virus dell'Encefalite Giapponese (JEV) in uccelli selvatici sinantropici (*Passer italiae*, *Turdus merula*, *Sturnus vulgaris*) e da richiamo (*Turdus ilacus*) in Toscana. [The Japanese encephalitis virus (JEV) in synanthropic wild birds (*Passer italiae*, *Turdus merula*, *Sturnus vulgaris*)]. *Ecol. Urbana*, 21: 99-100.
- Osório, H.C.; Zé-Zé, L.; Amaro, F.; Nunes, A.; Alves, M.J. (2014). Sympatric occurrence of *Culex pipiens* (Diptera, Culicidae) biotypes *pipiens*, *molestus* and their hybrids in Portugal, Western Europe: Feeding patterns and habitat determinants. *Med. Vet. Entomol.*, 28: 103-109. [doi:10.1111/mve.12020](https://doi.org/10.1111/mve.12020)
- Platonov, A.E.; Rossi, G.; Karan, L.S.; Mironov, K.O.; Busani, L.; Rezza, G. (2012). Does the Japanese encephalitis virus (JEV) represent a threat for human health in Europe? Detection of JEV RNA sequences in birds collected in Italy. *Eurosurveillance*, 17: 1-2. [doi:10.2807/ese.17.32.20241-en](https://doi.org/10.2807/ese.17.32.20241-en)
- Ravanini, P.; Huhtamo, E.; Ilaria, V.; Crobu, M.G.; Nicosia, A.M.; Servino, L.; Rivasi, F.; Allegrini, S.; Miglio, U.; Magri, A.; Minisini, R.; Vapalahti, O.; Boldorini, R. (2012). Japanese encephalitis virus RNA detected in *Culex pipiens* mosquitoes in Italy. *Eurosurveillance*, 17: 1-4. [doi:10.2807/ese.17.28.20221-en](https://doi.org/10.2807/ese.17.28.20221-en)
- Real, R.; Barbosa, A.M.; Vargas, J.M. (2006). Obtaining environmental favourability functions from logistic regression. *Environ. Ecol. Stat.*, 13: 237-245. [doi:10.1007/s10651-005-0003-3](https://doi.org/10.1007/s10651-005-0003-3)
- Solomon, T. (2003). Recent advances in Japanese encephalitis. *J. Neurovirol.*, 9: 274-283. [doi:10.1080/13550280390194037](https://doi.org/10.1080/13550280390194037)
- Taylor, L.H.; Latham, S.M.; Woolhouse, M.E.J. (2001). Risk factors for human disease emergence. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.*, 356: 983-989. [doi:10.1098/rstb.2001.0888](https://doi.org/10.1098/rstb.2001.0888)
- United Nations (2005). *The United Nations urbanization prospects: The 2005 Revision*. New York: United Nations.
- Vogels, C.B.F.; Möhlmann, T.W.R.; Melsen, D.; Favia, G.; Wennergren, U.; Koenraadt, C.J.M. (2016). Latitudinal diversity of *Culex pipiens* biotypes and hybrids in farm, peri-Urban, and wetland habitats in Europe. *PLoS One*, 11: 1-10. [doi:10.1371/journal.pone.0166959](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0166959)
- Wang, L.F.; Cramer, G. (2014). Emerging zoonotic viral diseases. *OIE Rev. Sci. Tech.*, 33: 569-581. [doi:10.20506/rst.33.2.2311](https://doi.org/10.20506/rst.33.2.2311)
- WHO (2005). *The control of neglected zoonotic diseases: A route to poverty alleviation*. Report of a Joint World Health Organization (WHO); DFID-AHP Meeting with the participation of FAO and OIE. Geneva.
- Zadeh, L.A. (1965). Fuzzy sets. *Inf. Control* 8: 338-353. [doi:10.1016/S0019-9958\(65\)90241-X](https://doi.org/10.1016/S0019-9958(65)90241-X)
- Zeller, H. (2012). Is Japanese encephalitis emerging in Europe? *Eurosurveillance*, 17. [doi:10.1371/journal.pntd.0001231](https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0001231)

LA PRESENCIA DEL LOBO IBÉRICO EN AMBIENTES HUMANIZADOS A TRAVÉS DEL ESTUDIO DE LOS DAÑOS A LA GANADERÍA Y LOS INDICIOS DE SU PRESENCIA

Benjamín González-Díaz, Jesús Ruiz-Fernández, Cristina García-Hernández
y José Antonio González-Díaz

Dpto. Geografía, Universidad de Oviedo.

benjaminlaviana@gmail.com; ruizjesus@uniovi.es; cristingar@hotmail.com;

joseantonio.lacuesta@gmail.com

RESUMEN

La presente investigación tiene por objeto la exploración de los patrones de movilidad espacial del lobo ibérico en una superficie de ~100km² ubicada en el sector meridional del concejo de Laviana (Montaña Central Asturiana). El seguimiento se ha realizado a través del examen de indicios indirectos tales como huellas y excrementos, identificados entre octubre de 2016 y abril de 2017. Estos han sido puestos en relación con los datos procedentes de registros de daños causados sobre el ganado doméstico en esta misma zona, entre 1997 y 2016. El análisis combinado revela la mayor tendencia del lobo a atacar ejemplares de ganado lanar, especialmente ovino, centrándose los daños en sectores de valle cercanos a los núcleos habitados. En contraste, la mayor parte del resto de indicios, principalmente los excrementos, han sido localizados en sectores culminantes, evidenciando su importancia como áreas de tránsito y mostrando la existencia de patrones de movilidad que sacan provecho de la topografía para establecer estrategias que les permitan realizar incursiones en ambientes humanizados. Finalmente, las heces también muestran la preferencia por los jabalíes entre la fauna salvaje depredada, destacando asimismo la presencia de restos óseos, que evidencian la tendencia a alimentarse de carcasas y carroña de animales muertos tanto salvajes, como domésticos.

Palabras clave: lobo ibérico, *Canis lupus signatus*, ambientes humanizados, daños a la cabaña ganadera, Asturias.

ABSTRACT

This research aims to examine the spatial mobility patterns of the Iberian wolf on a ~100km² area located in the Southern sector of the Laviana municipality (central sector of the Asturian Mountain). The monitoring has been carried out through the examination of indirect proxies such as footprints and excrements, identified between October 2016 and April 2017. These have been connected to the data from records of damage caused to domestic livestock in Laviana, between 1997 and 2016. The combined analysis reveals the tendency of the wolf to attack goats and mainly sheep, focusing damage on valley sectors, close to inhabited villages. On the contrary, other types of evidence, mainly excrement, has been located in the highest lands, evidencing its importance as transit areas and showing the existence of mobility patterns that take advantage of the topography to establish strategies that allow them to perform incursions in humanized environments. Finally, the excrement analysis shows a preference for wild boar among predated wildlife, also highlighting the presence of bone remains, which show the tendency to feed on bones and carrion of both wild and domestic animals.

Keywords: Iberian Wolf, *Canis lupus signatus*, human landscape; damages; Asturian region.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

González-Díaz, B.; Ruiz-Fernández, J.; García-Hernández, C.; González-Díaz, J.A. (2020). La presencia de lobo ibérico en ambientes humanizados a través del estudio de los daños a la ganadería y los indicios de su presencia. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 83-91.

1. INTRODUCCIÓN

El lobo es un superdepredador con una amplia distribución mundial, principalmente holártica, explicada por la gran capacidad de adaptación de esta especie a ecosistemas muy diversos. Tras una larga persecución histórica que diezmo las poblaciones en gran parte de la Península Ibérica (fundamentalmente al sur del río Duero), la subespecie ibérica del lobo (*Canis lupus signatus*) está experimentando un innegable proceso de expansión poblacional y recolonización territorial (Blanco y Cortés, 2002). En los Pirineos Orientales se ha producido otro hecho destacable, la reciente irrupción de otra subespecie de lobo distinta (*Canis lupus italicus*) que, a través de Francia, ha irrumpido en este espacio procedente de Italia, concretamente del Parque Nacional de los Abruzzos (García-Lozano *et al.*, 2015).

Estos procesos han vuelto a reavivar el conflicto entre el ser humano y el lobo, principalmente debido a los ataques de este cánido al ganado doméstico (Llaneza *et al.*, 2012). La citada expansión ha supuesto la irrupción del lobo en espacios en los que no ha estado presente durante muchas décadas, o en los que su presencia era esporádica (Gula *et al.*, 2009). En alguno de los casos la especie está colonizando espacios altamente antropizados y con un hábitat muy fragmentado, e incluso muy próximos a núcleos de población importantes, que junto con el aumento de los daños a la cabaña ganadera (García Hernández *et al.*, 2019), hace que el conflicto sea aún más candente. Estas circunstancias ponen en evidencia el alto grado de adaptación de esta especie a nuevos ambientes. Existen numerosos estudios centrados en aspectos sobre etología (Fernández-Gil, 2013), la dieta (Llaneza *et al.*, 1996; Echegaray *et al.*, 2007), la idoneidad del hábitat (Cayuela, 2004; García-Lozano *et al.*, 2016) y otros muchos aspectos ecológicos relacionados con la especie. Sin embargo, los trabajos del lobo en Asturias que inciden en la reciente recolonización y progresión de la especie hacia nuevas áreas de la región en las que este animal no ha estado presente en décadas, así como los daños asociados a la ganadería (es decir, aquellos que tratan más directamente la problemática socio-territorial relacionada con esta especie), deben ser potenciados (García Fernández *et al.*, 2013; González-Díaz *et al.*, 2019; García-Hernández *et al.*, 2019).

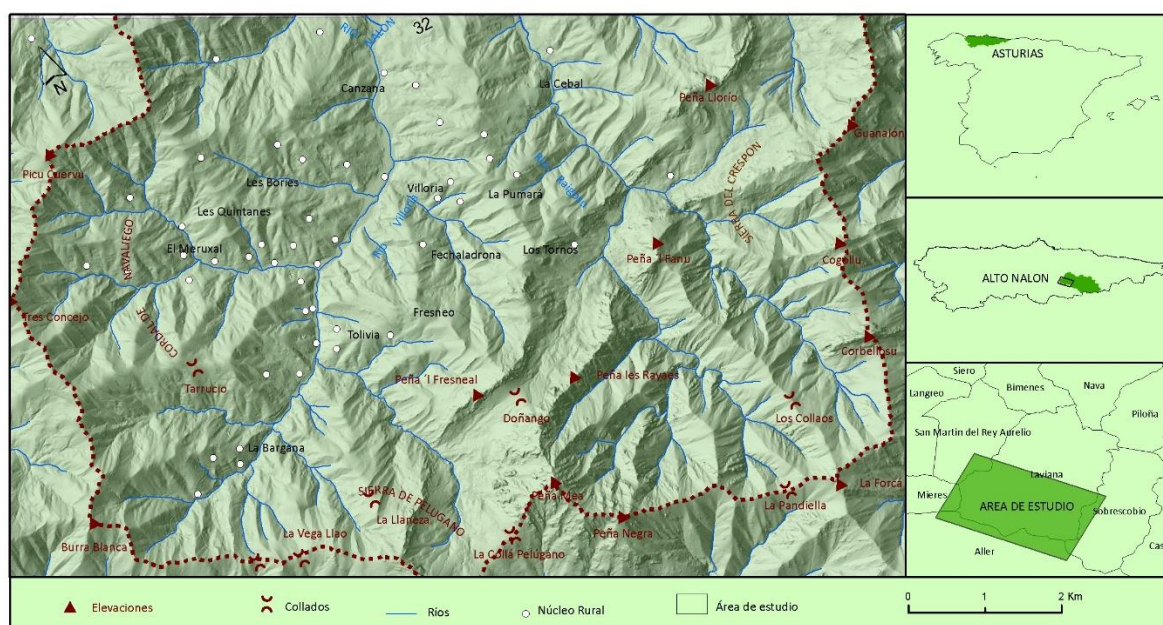
En este sentido, el presente trabajo está focalizado en el estudio de la presencia del lobo ibérico en un sector de la cuenca alta del río Nalón (Montaña Central Asturiana), en el que la especie no tenía presencia estable durante la segunda mitad del pasado siglo, con los objetivos específicos de: i) identificar la presencia del lobo a través de indicios indirectos como huellas, excrementos y daños; ii) profundizar en las pautas de movilidad espacial de este cánido; iii) debatir la interacción del lobo con la actividad humana y su capacidad de adaptación a ambientes antrópicos.

2. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio queda delimitada por un rectángulo de ~100 km² de superficie, que hace las veces de área de engarce entre el Parque Natural de Redes al oeste y el Paisaje Protegido de las Cuencas Mineras al este. Concretamente el sector estudiado se sitúa en la mitad meridional del Concejo de Laviana (Figura 1). Con respecto al relieve, sobre los roquedos más resistentes (calizas y cuarcitas), organizados en mantos y escamas de cabalgamiento, se levantan diversas crestas que dan lugar a los relieves más escarpados, en contraposición a los valles, excavados a favor de materiales más deleznable como las pizarras (Álvarez Cañada, 1997). Además de los bosques mixtos, en las partes bajas de los valles son abundantes las formaciones arbóreas dominadas por castaños (*Castanea sativa*) y carbayos (*Quercus robur*) dando lugar, a medida que aumenta la altitud, a los bosques de haya (*Fagus sylvatica*) y roble albar (*Quercus petraea*)

(Vázquez y Díaz, 2006). Sin embargo, las formaciones forestales del piso montano, con una fuerte intervención humana pretérita, cedieron paso al establecimiento de praderías y pastizales para el desarrollo de la actividad ganadera que, en la actualidad, debido a su retroceso generalizado (al menos en su vertiente extensiva y semi-extensiva), da lugar a la proliferación de amplias superficies de matorral de tojo y brezo, principalmente. Este sector, no obstante, aún cuenta con una importante presencia ganadera, remarcada, por ejemplo, en el hecho de que Laviana es uno de los concejos con mayor número de explotaciones de ganado menor en Asturias. Nos encontramos, por tanto, ante un paisaje dominado por el arbolado y el matorral, sobre el que se disponen áreas de praderías, pastizales, cultivos y núcleos de población de manera intercalar. Se trata, en suma, de un área fuertemente antropizada, con 47 entidades de población y 1.555 habitantes, lo que nos ofrece una densidad de población de 16 hab/km².

Figura 1. Localización del área de estudio



3. METODOLOGÍA

Para lograr los objetivos planteados en esta investigación se optó por emplear una metodología en la que se combinó el trabajo de campo con la aplicación de técnicas SIG. En el trabajo de campo se procedió a la realización de un total de 33 transectos sistemáticos con el objetivo de obtener indicios de la presencia de lobo entre los meses de octubre de 2016 y abril de 2017. Los indicios se pueden dividir en indirectos (huellas, daños, excrementos, puntos de marcaje y rascaduras) o directos (avistamientos). Se empleó la herramienta Orux Maps 7.2.0 en Android, que permitió atribuir a los indicios coordenadas, a la par que incorporar una foto georreferenciada de los mismos. Concretamente, en la cartografía resultante se incluyeron los daños, los avistamientos y los excrementos. Obviamente, debido a su abundancia, durante el trabajo de campo no se representaron las huellas ni otros indicios menores por motivos operativos y de claridad de la representación cartográfica.

Además, se han tenido en cuenta la información suministrada por la Guardería Forestal del Principado de Asturias, la Guardería del Coto de Laviana y los pastores locales. Se ha otorgado

veracidad a los avistamientos realizados tanto por la guardería del Coto Regional de Caza del Raigosu como por la guardería forestal del Principado de Asturias y, por tanto, han sido incorporados como fuentes fiables. El Servicio de Caza y Pesca de la Consejería del Principado de Asturias cedió los datos sobre daños de lobo desde 1997 hasta 2016. Dichos datos se completaron con la recopilación *in situ* de los acaecidos en el área estudiada durante el periodo de octubre de 2016 a abril de 2017. Estos últimos se utilizaron en la elaboración de los gráficos de evolución de los daños y la cartografía que se adjunta. Durante las jornadas de campo se procedió a recoger todos los excrementos localizados (82), que fueron posteriormente analizados siguiendo el protocolo habitual usado en el estudio de la dieta de grandes carnívoros a través de restos en las heces (Llaneza *et al.*, 1996, 2012; Illana *et al.*, 2007). En este caso, no se pudieron realizar análisis de ADN mitocondrial.

Todos los indicios enumerados anteriormente, y dotados de coordenadas, fueron volcados en un SIG. Para ello se utilizó como software de base el programa ARC Gis en su versión 10.1. En la elaboración de la cartografía de base se utilizaron como fuentes el MTN25 en formato vectorial, el MDT05, las ortofotos del PNOA del 2016 y la Cartografía Temática Ambiental del Principado de Asturias a escala 1:25.000, a partir de la cual se obtuvieron los usos del suelo. Con la finalidad de lograr interrelaciones entre las distintas variables, se procedió a incorporar una malla de la distribución de la especie de ~100 km² mediante la herramienta *Fishnet*, que está dentro de la horquilla de extensiones que se utilizan habitualmente el estudio de grandes carnívoros a nivel mundial (Chávez *et al.*, 2013) y ya se ha utilizado en la Península Ibérica para el estudio del lobo (Ordiz y Llaneza, 2010). La malla se dividió en cuadrados de 1 km² de superficie, lo que permitió posteriormente la unión de la capa generada mediante el *Fishnet* con las capas de indicios, y determinar así las cuadrículas con mayor intensidad de presencia de la especie. La utilización de mapas de cuadrículas para la presencia del lobo en España ya se ha utilizado en varios estudios (Echegaray *et al.*, 2007; Llaneza y Ordiz, 2003).

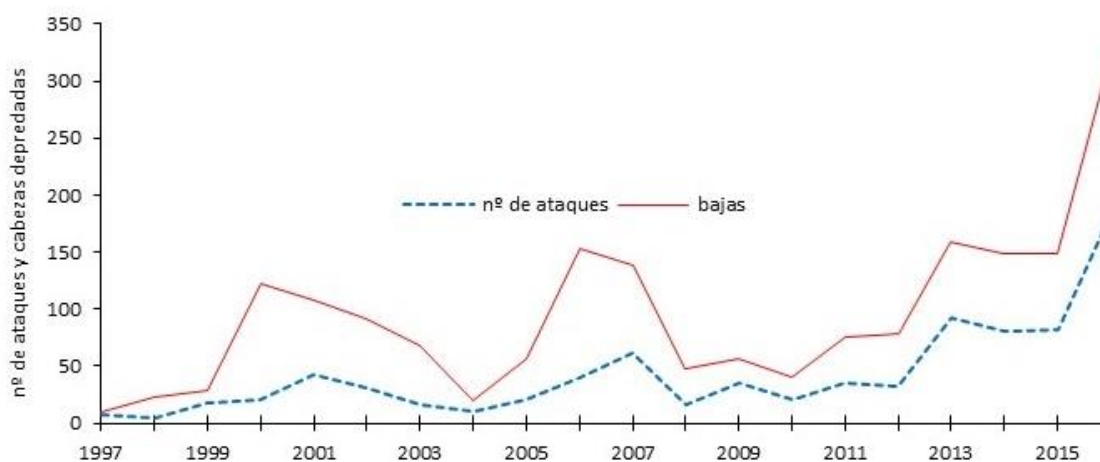
4. RESULTADOS

La evolución de los daños de lobo a la ganadería en el concejo de Laviana, ha experimentado en el periodo 1997-2006 un notorio incremento, tanto en el número de ataques como en el número de bajas producidas en cada ataque. Los ataques aumentaron un 2,162%, mientras que las bajas lo hicieron un 3,937%. No obstante, las curvas que representan ambos parámetros describen un crecimiento en “dientes de sierra” (Figura 2). Así, entre el año 2006 y 2008 los daños vuelven a caer, estableciéndose un tercer mínimo de 16 ataques y 47 bajas y, a partir del 2008, las curvas experimentan nuevamente un crecimiento ininterrumpido hasta el final de la serie estudiada; produciéndose un incremento más acusado a partir del año 2013, y cifrándose el máximo absoluto de los daños en el año 2016, con 181 ataques y 323 bajas. En los últimos años se han disparado los ataques, pero involucrado a un número menor de bajas en cada ataque. Por ejemplo, en la década de los 90 se dieron 6,2 bajas de media en cada ataque, en contraposición con el año 2016, en el que se produjeron 1,8 bajas por ataque.

La distribución de los daños documentados *in situ* durante el periodo de octubre de 2016 a abril de 2017, refleja una tendencia a su localización en las cercanías a los núcleos rurales (Figura 3). La mayor concentración espacial de los ataques se encuentra en el sector comprendido entre las aldeas de Fresnedo y Fechaladrona (cuadrante 6D de la Figura 3), en las cercanías al núcleo rural de Tolivia y la carretera regional AS-232 (cuadrantes 4E y 5E de la Figura 3), o ya en el vecino concejo de San Martín del Rey Aurelio (S.M.R.A), concretamente en torno al pueblo de la Cerezal. En la cercanía a las aldeas el daño tipo afecta especialmente a

ovejas, representando un 64,2% sobre el total de los ataques y el 57,9% de las cabezas de ganado depredadas (Tabla 1). El otro tipo principal de daños, situado en este caso sobre los usos del suelo de matorral y arbolado localizados en los cuadrantes 7E, 9E y 10E, afecta a los rebaños que operan en los montes comunales, integrados principalmente por ganado caprino (33,3% del total de ataques y un 40,9% de las cabezas damnificadas). Finalmente, los daños a vacuno, que son minoritarios en el balance global (Tabla 1), se localizan en las praderías cercadas.

Figura 2. Evolución reciente de los daños oficiales en el municipio de Laviana 1997-2016.



Se hace referencia tanto al nº de ataques como al de cabezas depredadas

Tabla 1. Distribución de los daños de lobo según la cabaña ganadera afectada.

Fuente: Servicio de Guardería del Principado de Asturias (octubre 2016-abril 2017).

Especie		Oveja	Cabra	Vaca	Caballo	Totales
CABEZAS	C.A	95	67	2	0	164
	%	57,9	40,9	1,2	0,0	100,0
ATAQUES	C.A	52	27	2	0	81
	%	64,2	33,3	2,5	0,0	100,0
RATIO CABEZAS / ATAQUE		1,8	2,5	1,0	0,0	2,0

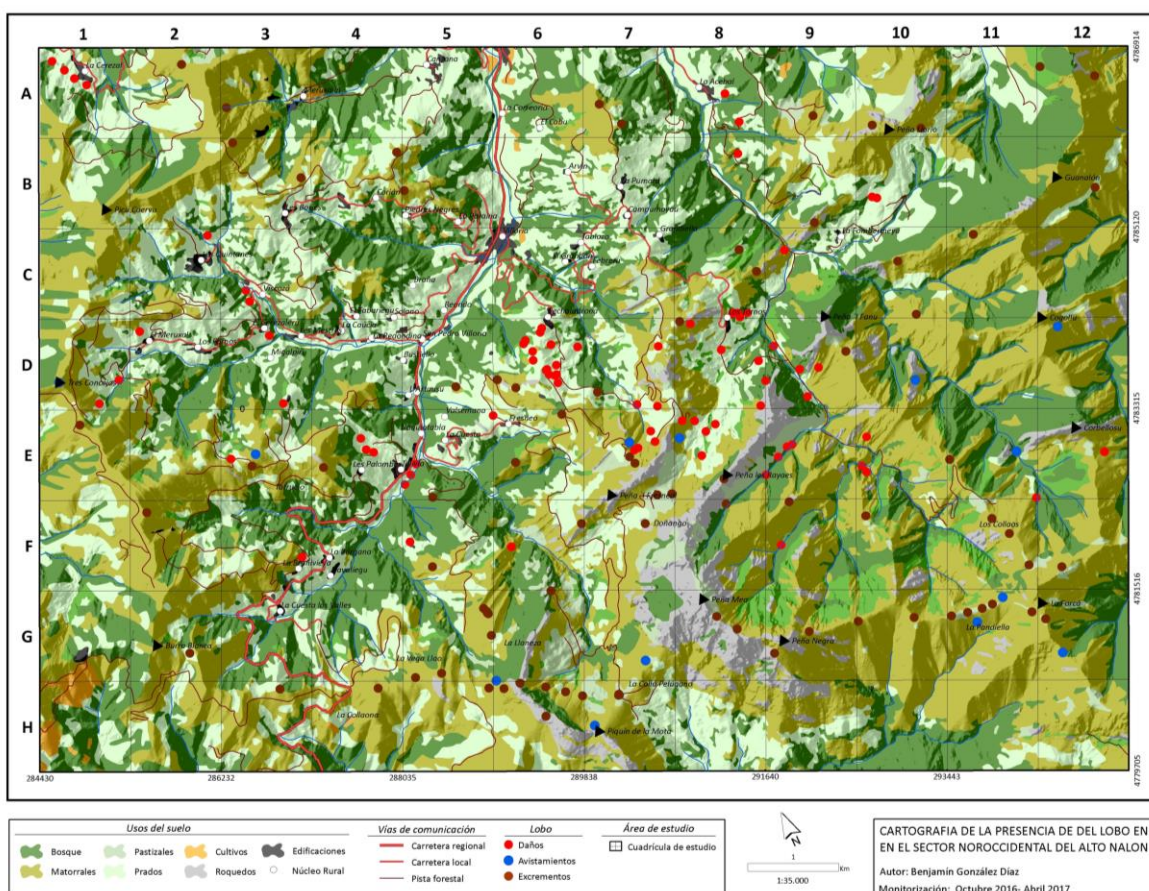
Expresado en porcentaje (%) y Cifras absolutas (C.a).

En cuanto a los excrementos de lobo recogidos en los transectos de campo y su análisis, de las 82 heces recogidas, 46 correspondieron al ganado menor (cabras y ovejas), 24 a fauna salvaje (ciervo y jabalí) y 12 fueron clasificados como de origen indeterminado (compuestas de manera mayoritaria por restos óseos y tejidos que no han permitido identificar el tipo de presa). En el caso del ganado doméstico, la mayoría de las heces fueron de ganado lanar (concretamente un 43% frente al 13% del ganado caprino). En cuanto a las presas salvajes, las heces predominantes fueron las de jabalí con un 22% del total, seguidas de las de ciervo con un 2,4%.

La localización de las heces, en su mayoría, se sitúa en líneas de cumbre, collados y pasos entre cordales. Estos puntos se corresponden, en concreto, con la fila G del mapa, con la línea de cumbres que conecta la Sierra de Navaliego con la de Pelúgano, y la Sierra de Peña Mea con la Forcada.

Durante el periodo de duración de este trabajo (octubre de 2016-abril de 2017), hubo un total de 13 avistamientos de lobos en el área de estudio, coincidentes casi todos ellos con áreas de matorral, tal y como se puede ver en la figura 3, al combinar los usos del suelo con la localización exacta (mediante coordenadas) de los avistamientos. Siete tuvieron lugar por parte de la Guardería del Coto Regional de Caza de Laviana (54%), cuatro durante las tareas de vigilancia y control de la Guardería Forestal del Principado de Asturias (30%) y, finalmente, los dos restantes fueron percibidos durante la fase de trabajo de campo de este estudio (15%). La mayor concentración espacial de avistamientos tuvo lugar en el sector suroriental de la cuadrícula, con dos focos: el primero situado en las cuadrículas 6G/H, 7G, 7H, y el segundo en las inmediaciones de la cumbre de la Forcada (cuadrículas 11G y 12G). Otros dos avistamientos tuvieron lugar en la Peña El Fresneal (7E y 8E), zona cercana a la cuadrícula de mayor intensidad de depredación (6D). El número de ejemplares divisados en cada uno de los avistamientos oscila entre uno y tres, con una media de 1,6 ejemplares en cada avistamiento (Figura 3).

Figura 3. Mapa de distribución de indicios directos e indirectos de la presencia de lobo sobre los usos del suelo del sector estudiado



5. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El análisis de los daños a la ganadería desde 1997 hasta el 2016 nos muestra un crecimiento en la depredación en “dientes de sierra”, en el que se produce un incremento muy acusado a partir del año 2013. Si comparamos este análisis municipal, con el realizado por García-Hernández *et al.* (2019) y González-Díaz *et al.* (2019), se observan ciertas similitudes en cuanto al patrón de evolución de los daños, con una tendencia general al crecimiento en la que se incluyen máximos y mínimos relativos puntuales.

Los daños a la cabaña ganadera durante el periodo octubre de 2016 - abril de 2017 se localizaron principalmente en las áreas bajas y, en muchos casos, en las inmediaciones de núcleos rurales como Fechaladrona, Fresnedo o Tolivia. Por su parte, la localización de las heces de lobo en collados, cordales y líneas de cumbre, indica que, estos sectores culminantes, ejercen una labor esencial en el movimiento espacial de los lobos de unos ámbitos a otros de su área de campeo, constituyendo puntos de marcaje y tránsito frecuente de la especie (como por ejemplo entre las sierras del Crespón y de Pelúgano). Esto evidencia la existencia de patrones de movilidad espacial diferenciados, en los que se combinan desplazamientos de una unidad de relieve a otra aprovechando la topografía (y la consiguiente reducción en el coste energético de los desplazamientos), con incursiones en los alrededores de las aldeas con la intención de depredar.

La aproximación a la dieta de los lobos que campean por el área estudiada se ha abordado a partir del análisis macroscópico de las heces, y su correlación con los partes de daños de la Guardería Forestal del Principado de Asturias. Destaca el alto impacto de los lobos sobre el ganado menor, y más en concreto sobre el lanar, que comprendería el 48% de los excrementos, seguido en importancia por el ganado caprino con un 13,4%. Con respecto a los daños producidos sobre el ganado ovino, éstos se generan habitualmente sobre las denominadas “ovejas cortacésped” (Izquierdo Vallina, 2010); es decir, sobre pequeños rebaños de ovejas cerradas en prados y pertenecientes a propietarios jubilados, o que no realizan una actividad ganadera de tipo profesional, cuyo cometido es, únicamente, limpiar y mantener las fincas.

En Galicia, Bárcena (1990) constató cómo el ganado doméstico constituye un amplio porcentaje de la dieta del lobo, si bien pueden existir diferencias significativas entre unas áreas loberas y otras, e incluso entre grupos dentro de territorios cercanos. Entre la fauna salvaje depredada, destacan especialmente los restos de jabalí en las heces. Otra parte importante de la dieta se corresponde con carroña de reses domésticas y salvajes muertas (Llaneza *et al.*, 1996). Es frecuente encontrar esqueletos de grandes animales domésticos (vacas, caballos) y salvajes roídos por los cánidos, de tal manera que un 14,6% de las heces estaban integradas por restos óseos.

Hay que ser conscientes que el análisis con el microscopio puede tener ciertas limitaciones, al confundir las heces de perro o de lobo (error que no es infrecuente), razón por la que debe ser complementado con otro tipo de técnicas. A partir de las heces se pueden hacer análisis del ADN mitocondrial, que permiten identificar el linaje genético y el sexo de los individuos, a través del cual se podrían realizar censos de población con absoluta precisión (Echegaray *et al.*, 2007, 2008; García Fernández *et al.*, 2013). Sin embargo, no fue posible complementar de esta forma el estudio de las heces, por lo que los datos expuestos al respecto en este trabajo, deben ser considerados como una aproximación.

Finalmente, durante la realización de este trabajo se han producido varios avistamientos de lobos en horario diurno, coincidentes principalmente con áreas de matorral próximas a las líneas de cordales (Figura 3). Al respecto se puede citar que, según García Fernández *et al.* (2013), en el Parque Nacional de los Picos de Europa, mediante el uso de collares GPS-GSM en lobos

radiomarcados, se ha constatado que éstos prefieren las áreas forestales o de matorral alto como enclaves de encame.

Este trabajo constituye una nueva aportación, desde una perspectiva geográfica, al estudio del conflicto socio-territorial existente en Asturias en torno al lobo ibérico y los daños que ocasiona a la cabaña ganadera. Consideramos que es necesario ahondar más en esta línea de investigación, en aras de fomentar su conocimiento, y que ello pueda redundar, a medio plazo, en la puesta en marcha de diferentes medidas que permitan una verdadera coexistencia entre el lobo y las actividades ganaderas sobre nuestro territorio.

Agradecimientos

Los autores de este trabajo agradecen a la Fundación Alvargonzález su apoyo económico, gracias al disfrute de la XV Ayuda a la Investigación «Ramón de la Sagra» por parte de Benjamín González Díaz.

REFERENCIAS

- Álvarez Cañada, A. (1997). Estudio geomorfológico de la Sierra de Peña Mea (Cordillera Cantábrica). *Ería*, 44: 261-278.
- Bárcena, J. (1990). El lobo en Galicia. Blanco, J.C.; Cuesta L.; Reig, S. (Eds.). *El lobo (Canis lupus) en España, situación, problemática y apuntes sobre su ecología*. Madrid: ICONA: 11-18.
- Blanco, J.C.; Cortés, Y. (2002). *Ecología, censos, percepción y evolución del lobo en España: Análisis de un conflicto*. Málaga: SECEM.
- Cayuela, L. (2004). Habitat evaluation for the Iberian wolf *Canis lupus* in Picos de Europa National Park, Spain. *Applied Geography*, 24(3): 199-215.
- Chávez, C.; De la Torre, A.; Bárcenas, O.; Medellín, R.A.; Zarza, H.; Ceballos, G. (Eds.) (2013). *Manual de fototrampeo para estudio de fauna silvestre. El jaguar en México como estudio de caso*. México: Alianza WWF-Telcel; Universidad Nacional Autónoma de México.
- Echegaray, J.; Illana, A.; Hernando, A.; Martínez de Lecea, F.; Bayona, J.; Covela, I.; De la Torre, A.; Paniagua, D.; Vilá, C. (2007). Uso de técnicas genéticas no invasivas para estimar el tamaño y la distribución del lobo (*Canis lupus Linnaeus*, 1758) en el País Vasco (N España). *Galemys*, 19(2): 3-18.
- Echegaray, J.; Martínez de Lecea, F.; Covela, I.; Hernando, A.; De la Torre, A.; Illana, A.; Bayona, J.; Paniagua, D. (2008). *Informe sobre el seguimiento de las poblaciones de lobos en la comunidad autónoma del País Vasco en el 2008, mediante el uso de técnicas genéticas no invasivas*. Vitoria-Gazteiz. Informe inédito.
- Fernández-Gil, A. (2013). *Comportamiento y conservación de grandes carnívoros en ambientes humanizados. Osos y lobos en la Cordillera Cantábrica*. Oviedo: Universidad de Oviedo: Tesis Doctoral.
- García Fernández, E.J.; Llana Palacios, V.; López-Bao, J.V. (2013). *Ecología espacial del lobo en el Parque Nacional de los Picos de Europa*. Asistencia técnica efectuada por A.R.E.N.A. Asesores en Recursos Naturales S.L.
- García-Hernández, C.; González-Díaz, B.; Ruíz-Fernández, J. (2019). Evolución de los daños producidos por el lobo ibérico (*Canis lupus signatus*) sobre la cabaña ganadera en Asturias, entre 1997 y 2016. *Ería*, 39(3): 369-393.
- García-Lozano, C.; Pintó, J.; Subirós, J.V. (2015). Análisis de la disponibilidad de hábitat adecuado para el lobo (*Canis lupus*) en Cataluña y en los Pirineos orientales. *Pirineos*, 170, e014. [doi:10.3989/Pirineos.2015.170007](https://doi.org/10.3989/Pirineos.2015.170007)
- García-Lozano, C.; Pintó, J.; Subirós, J.V. (2016). El lobo (*Canis lupus*) en Cataluña y en los Pirineos Orientales. Disponibilidad de hábitat y conectividad ecológica. En: Gómez Zotano, J.; Arias García,



- J.; Olmedo Cobo, J.A.; Serrano Montes, J.L. (Eds.). *Avances en Biogeografía. Áreas de distribución: Entre puentes y Barreras*. Granada: Universidad de Granada-Tundra: 181-190.
- Gazzola, A.; Capitani, C.; Mattioli, L.; Apollonio, M. (2008). Livestock damage and wolf presence. *Journal of Zoology*, 274: 261-269.
- González-Díaz, B.; García-Hernández, C.; Ruíz-Fernández, J. (2019). *Los daños del lobo a la cabaña ganadera en Asturias: un análisis espacial*. Oviedo: Universidad de Oviedo, Trabe-CeCodet.
- Grande del Brío, R. (Ed.) (2000). *El lobo ibérico. Biología, ecología y comportamiento*. Salamanca: Amaru.
- Gula, R.; Hausknecht, R.; Kuehn, R. (2009). Evidence of wolf dispersal in anthropogenic habitats of the Polish Carpathian Mountains. *Biodiversity and Conservation*, 18: 2173-2184.
- Izquierdo Vallina, J. (2008). *Asturias, región agropolitana: las relaciones campo-ciudad en la sociedad posindustrial*. Oviedo: KRK.
- Llaneza, L.; Fernández, A.; Nores, C. (1996). Dieta del lobo en dos zonas de Asturias (España) que difieren en carga ganadera. *Doñana, Acta Vertebrata*, 23(2): 201-213.
- Llaneza, L.; García, E.J.; Palacios, V.; Sazatornil, V.; López-Bao, J.V. (2016). Resting in risky environments: the importance of cover for wolves to cope with exposure risk in human-dominated landscapes. *Biodiversity and Conservation*, 25(8): 1515-1528.
- Llaneza, L.; Ordiz, A. (2003). Distribución y aspectos poblacionales del lobo ibérico (*Canis lupus signatus*) en la provincia de Lugo. *Galemys*, 15: 55-66.
- Llaneza, L.; Rico, M.; Iglesias, J. (2000). Hábitos alimenticios del lobo ibérico en el antiguo Parque Nacional de la Montaña de Covadonga. *Galemys*, 12: 93-102.
- Ordiz, A.; Llaneza, L. (2010). Muestreo de indicios para estimar la abundancia relativa de lobos en la Península Ibérica. *Los lobos de la Península Ibérica. Propuestas para el diagnóstico de sus poblaciones*. Palencia: ASCEL: 37-54.
- Vázquez, A.; Díaz, T.E. (2006). *Parque Natural de Redes. Tierra de bosques y urogallos*. Oviedo: Nobel.

CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD
XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía
Santander (Cantabria), 22-25 junio de 2020



LA PRESENCIA DEL LOBO IBÉRICO (*Canis lupus signatus*) EN AMBIENTES HUMANIZADOS A TRAVÉS DE LA TÉCNICA DEL FOTOTRAMPEO

Benjamín González-Díaz, Jesús Ruiz-Fernández, Cristina García-Hernández,
José Antonio González-Díaz

Dpto. Geografía. Universidad de Oviedo.

benjaminlaviana@gmail.com; ruizjesus@uniovi.es; cristingar@hotmail.com;

joseantonio.lacuesta@gmail.com

RESUMEN

En este estudio, la utilización de siete cámaras de fototrampeo distribuidas en una superficie de 4 km² situada en la mitad sur del concejo de Laviana (área central de la Montaña Asturiana), ha permitido constatar la presencia actual del lobo y estudiar sus pautas de movilidad, haciendo una aproximación al número de ejemplares que la frecuentan. El seguimiento, realizado entre el 17 de octubre de 2016 y el 01 de abril de 2017, ha posibilitado la toma de 143 imágenes y 36 grabaciones en las que aparecen individuos de la especie, en un total de 39 pasadas ante las cámaras. El número de ejemplares en cada pasada osciló entre uno y cuatro, siendo frecuente el paso en grupos de dos y, especialmente, de tres. La concentración de dichas pasadas en una de las cámaras, concretamente en la situada en un espacio altamente humanizado, indica que, como se ha constatado en estudios previos, el lobo no parece alterar sus pautas de ocupación y movilidad territorial por la presencia o cercanía del ser humano. La utilización del fototrampeo, con notables ventajas frente a otros métodos de seguimiento de la fauna salvaje, contribuye así al conocimiento de las dinámicas de la especie y su interacción con las actividades humanas, complementando los estudios centrados en el daño causado por la predación de animales domésticos, para colaborar en la gestión del conflicto territorial subsiguiente.

Palabras clave: lobo ibérico, ambientes humanizados, fototrampeo, Asturias.

ABSTRACT

In this study, the use of seven phototraps distributed over a 4 km² study area located in the southern part of the Laviana municipality (central sector of the Asturian Mountain), has allowed to verify the current presence of the wolf and study its mobility patterns, making an approximation to the number of individuals frequenting it. The tracking, carried out between 17th October 2016 and 1st April 2017, has allowed to take 143 photos and 36 videos in which individuals of the species appear, in a total of 39 passes in front of the camera. The number of individuals in each pass ranged from one to four, and frequently in groups of two and three wolves. One of the cameras (that located in a highly humanized space) concentrated the majority of passes indicating that, as has been observed in previous studies, the wolf does not seem to alter its patterns of occupation and territorial mobility due to the presence or proximity of the human being. The use of phototrap, significantly advantageous compared to other wildlife monitoring systems, thus contributes to the knowledge of the dynamics of the species and its interaction with human activities, and complements those studies focused on the damage caused by livestock predation, to assist in the management of the subsequent territorial conflict.

Keywords: Iberian Wolf, human landscapes, photo tramp; Asturian region.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

González-Díaz, B.; Ruiz-Fernández, J.; García-Hernández, C.; González-Díaz, J.A. (2020). La presencia del lobo ibérico (*Canis lupus signatus*) en ambientes humanizados a través de la técnica del fototrampeo. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 93-102.

1. INTRODUCCIÓN

El uso del fototrampeo como técnica no invasiva para el estudio de mamíferos grandes y medianos, viene siendo empleado en los últimos años de forma cada vez más recurrente (Silver, 2004; Tobler *et al.*, 2009; Monroy-Vilchis *et al.*, 2011). Entre sus ventajas, destaca su escaso coste económico frente a métodos de captura y marcaje mediante radio-seguimiento, así como la capacidad de generar registros de observación ininterrumpidos; permitiendo de este modo el estudio de un gran elenco de especies que, por su etología, patrones de movilidad o escaso número de individuos, resultaría imposible (o extremadamente difícil) mediante los métodos tradicionales de observación directa (Chávez *et al.*, 2013). Su aplicación ha permitido la realización de estudios sobre la abundancia de especies (Tobler *et al.*, 2008a, 2008b; Lira y Briones, 2012), patrones de movilidad y uso de hábitat (Monroy-Vilchis *et al.*, 2007), dinámica poblacional (Trolle y Kéry, 2003; Larrucea *et al.*, 2007; Trolle *et al.*, 2008) y respuestas a la actividad cinegética (Di Bitetti *et al.*, 2008), entre otras cuestiones. Específicamente, en el estudio del lobo (*Canis lupus*), no es muy común la aplicación de esta técnica, siendo obvia la calidad, el interés y la repercusión de este tipo de investigaciones (Berzi y Groff 2002; Spalton 2002; Palumbo *et al.* 2010; Galaverni *et al.*, 2011). No obstante, algunos autores ponen en cuestión la efectividad del uso del fototrampeo cuando la especie a estudiar no presenta patrones corporales distintivos, como ocurre en el caso del lobo ibérico (*Canis lupus signatus*), especialmente cuando se trata de hacer aproximaciones poblacionales (Oliveira-Santos *et al.*, 2009). En cambio, este método es altamente eficaz cuando la especie presenta variaciones corporales evidentes, como ocurre por ejemplo en el caso de los jaguares (*Panthera onca*) o los tigres (*Panthera tigris*); e incluso ha sido aplicado con este fin en pumas (*Puma concolor*) (Chao y Huggins., 2005; Karanth *et al.*, 2006; Kelly *et al.*, 2008). En cualquier caso, la aplicación del fototrampeo resulta determinante a la hora de esclarecer la presencia/ausencia de lobos, patrones de movilidad, etc. No debemos olvidar tampoco que, esta técnica, es usada masivamente por los servicios del medio natural de diversas comunidades autónomas precisamente como herramienta de gestión, tal y como ocurre, por ejemplo, en el caso de Asturias, Madrid, Cataluña, etc.

En España, aunque escasos, existen estudios que han implementado el fototrampeo en el campo de la Biogeografía, como es el caso de Belda *et al.* (2009, 2016). En ellos, se ha realizado un análisis de la fauna vertebrada presente en el Parque Natural de la Sierra de Mariola (Comunidad Valenciana). En Asturias, el crecimiento poblacional y la recolonización territorial del lobo ibérico, junto con el aumento de los daños a la cabaña ganadera experimentado en las dos últimas décadas (García-Hernández *et al.*, 2019), y la presencia de esta especie en espacios humanizados, hace necesaria la implementación de este tipo de técnicas.

Por ello, el presente trabajo está centrado en el estudio, mediante fototrampeo, de la presencia del lobo ibérico en un ámbito altamente humanizado de la cuenca alta del río Nalón (Montaña Central Asturiana), en el que la especie no tenía presencia en las últimas décadas (Mapa 1). Durante el periodo de monitoreo, además de (i) probar la presencia de la especie, se pretende (ii) profundizar en sus pautas de movilidad espacio-temporal.

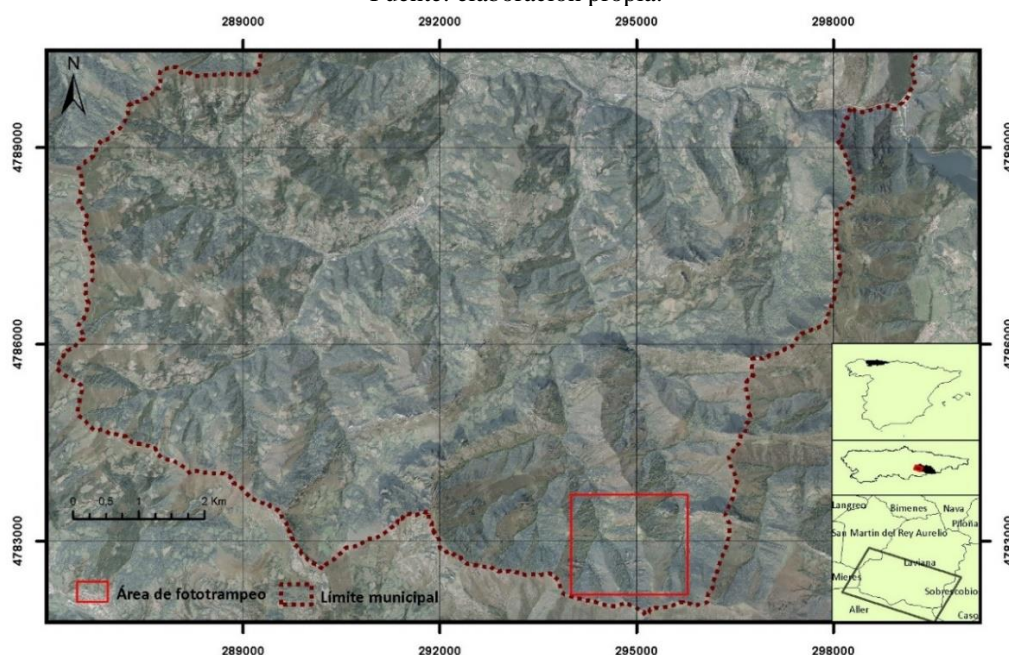
2. ÁREA DE ESTUDIO

El sector estudiado se sitúa en la mitad meridional del Concejo de Laviana, que hace las veces de bisagra ecológica entre el Parque Natural de Redes al oeste y el Paisaje Protegido de las Cuencas Mineras al este (Mapa 1). El área está definida por un relieve contrastado. Sobre

los roquedos más resistentes se levantan crestas que dan lugar a las áreas más escarpadas, en contraposición a los amplios valles resultado de la erosión diferencial sobre materiales más deleznable (Álvarez Cañada, 1997). Nos encontramos ante un paisaje compuesto por una matriz dominante de arbolado y matorral sobre el que se disponen manchas de praderías, pastizales, cultivos y núcleos de población de manera intercalar, dotándolo de heterogeneidad a la par que cierto grado de compartimentación. Se trata, en suma, de un área fuertemente antropizada, que cuenta con una densidad de población de 16 hab/km². Existe, además, una importante presencia ganadera, ya que Laviana es uno de los concejos con mayor número de explotaciones de ganado menor de Asturias (SADEI, 2016).

Mapa 1. Localización del área de estudio

Fuente: elaboración propia.



3. METODOLOGÍA

La metodología de este estudio ha consistido en la colocación y mantenimiento de siete cámaras de fototrampeo, establecidas en un cuadrante aproximado de 4 km², en el marco de los parajes de la Collada y la Sierra de Pelúgano (Mapa 1), con la intención de constatar la presencia de la especie en dicho sector y estudiar sus pautas de movilidad, así como efectuar una aproximación al número de ejemplares (Galaverni *et al.*, 2011; Chavez *et al.*, 2013). En la elección del área a monitorizar fue determinante el conocimiento previo de los patrones de movilidad de la especie, obtenidos a partir de diversos indicios (fundamentalmente huellas). Los equipos (tres cámaras Ltl Acorn 5310, tres BG 526S IR invisible, y una Keepguard 762), estuvieron funcionando del 17/10/2016 en el caso de la C1 (cámara de prueba, puesta con anterioridad) y el 09/12/2016 para el resto (C2 a C7), al 01/04/2017, fecha en la que fueron retirados todos los equipos. Una vez ubicados, se procedió a efectuar revisiones periódicas de carácter quincenal para la extracción de las imágenes almacenadas en las tarjetas MicroSD de 16 MB de capacidad con las que estaban equipadas. La disposición de cada cámara vino determinada por los condicionantes de cada localización concreta. Se optó por colocar dos equipos con la única opción de tomar fotografías (3 fotografías seguidas, debido a ser un paso

muy corto, que la fauna cruza en un escaso margen temporal), mientras que en los 5 restantes se combinó foto más vídeo (3 fotografías seguidas y un vídeo de 10 segundos). El posterior tratamiento estadístico de las imágenes y vídeos captados por los equipos se sintetiza en la tabla 1.

4. RESULTADOS

El periodo actividad de las cámaras osciló entre 115 días (C2 a C7) y 141 (C1), lo que supuso un mínimo de 2.760 horas de fototrampeo por localización, y un máximo de 3.384 horas en el caso de la C1. El total de fotografías tomadas por el conjunto de las siete cámaras fue de 7.138. Las aportaciones por cámara oscilan desde el mínimo de 112 imágenes que suministró la cámara la C6 (un 1,57%), a las 1.942 de la C1 (un 27,1%). Por ello, la media de fotografías fue de 1.020 imágenes por cámara, con una desviación estándar de 631,3. El total de imágenes fallidas¹ ascendió a 4.833, con una ratio de 1,5 fotografías fallidas por cada una válida. La ratio por cámara oscila entre 1,2 en la C7 y 1,8 en la C2 y la C4 (Tabla 1).

Las fotografías tomadas a humanos ascendieron a 186, con la particularidad de que más de un 75% las captó la C4, emplazada en una pista forestal, que como veremos más adelante fue la cámara que también obtuvo un mayor número de imágenes de lobos. Las fotografías a animales domésticos ascendieron a 1.064, con una fuerte concentración en la cámara C1, con 541 fotografías, y nuevamente la C4, con 382, aglutinando en conjunto ambas cámaras el 87% de los registros.

Las imágenes captadas a fauna salvaje ascendieron en su conjunto a 1.055 registros, de las cuales un 86% son referidas a grandes ungulados, mustélidos, lepóridos y pequeños carnívoros como el zorro común (*Vulpes vulpes*), mientras que un 24% correspondió a lobos. La cámara con mayor número de imágenes de fauna salvaje fue la C5 con 203 (19,2% del total), mientras que el mínimo correspondió a la C6, con 21 instantáneas, lo que apenas se corresponde con un 2% de los registros. Las fotografías tomadas a lobos ascendieron en total a 143, de las cuales un 62% fueron obtenidas por la C4 (91 imágenes), mientras que, en el resto de las cámaras, en ningún caso se superó el 11% de las capturas fotográficas (Figura 1). La C7 no obtuvo ninguna imagen de esta especie. En relación con estos datos, las horas de fototrampeo necesarias para obtener una imagen de lobo van desde las 30 horas de la C4 a las 460 de la C6 (exceptuando la C7, que no obtuvo ninguna captura como ya se ha comentado; Tabla 1).

Los resultados de los vídeos muestran un cierto paralelismo estadístico con los obtenidos por las fotografías, teniendo en cuenta que la relación entre fotografías y vídeos es de 3 a 1. El total de vídeos ascendió a 1.694, de los cuales un 31% fueron obtenidos por la C4. El total de vídeos fallidos asciende a 1.349 con una ratio media por cámara de 3 vídeos fallidos por cada uno válido. Los vídeos a humanos ascendieron a 33, siendo de nuevo la C4 la que más obtuvo, con 26 (70%) (Tabla 1). En el caso de vídeos a animales domésticos, es de nuevo esta cámara la que mayores valores suministra, con 70 archivos (54%), lo que se explicaría por su localización en un área de intensa actividad ganadera. El total de vídeos a fauna salvaje ascendió a 225, siendo la C5 la que logró un mayor número de grabaciones, con 70 (30% de

¹ Se consideran fotografías fallidas o vídeos fallidos los obtenidos en días con condiciones meteorológicas adversas (de niebla, viento, sol frontal...). Por ejemplo, el movimiento de una rama delante de una cámara durante largos lapsos temporales, puede llegar a generar decenas e incluso centenares de imágenes que no aportan información relevante al estudio. El paso de animales en días de niebla dispara las cámaras, pero éstos pueden no quedar reflejados en la imagen si la niebla es muy densa.

las mismas). Las grabaciones a lobos ascendieron a 36 (72%), con una distribución por cámara polarizada de nuevo en la C4, igual que aconteció en el caso de las fotografías. De esta manera, la ratio de horas de fototrampeo por video grabado a lobo vuelven a poner de manifiesto una mayor eficacia en la C4, con una inversión de ~100 horas por cada 10 segundos de grabación de esta especie.

Tabla 1. Información general extraída de las cámaras de fototrampeo

Fuente: elaboración propia.

Cámaras de fototrampeo	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
Tipo de archivos (F: fotografías / V: videos)	F	F/V	F/V	F/V	F/V	F/V	F/V
Duración del video (segundos)	–	10	10	10	10	–	10
Fecha de activación	17/10/2016	09/12/2016	09/12/2016	09/12/2016	09/12/2016	09/12/2016	09/12/2016
Fecha de desactivación	01/04/2017	01/04/2017	01/04/2017	01/04/2017	01/04/2017	01/04/2017	01/04/2017
Horas de fototrampeo	3384	2760	2760	2760	2760	2760	2760
Total de fotografías	1942	402	928	1569	1007	112	1178
Fotografías fallidas	1194	220	686	866	764	86	1017
Ratio fotografías fallidas	1,6	1,8	1,4	1,8	1,3	1,3	1,2
Fotografías a humanos	16	3	4	142	5	0	16
Fotografías animales domésticos	541	0	71	382	35	5	30
Fotografías a fauna salvaje (menos lobo)	179	163	152	88	196	15	115
Fotografías a lobos	12	16	15	91	7	6	0
Total de fotografías fauna salvaje	191	179	167	179	203	21	115
Horas Fototrampeo / Fotos lobo	282,0	172,5	184,0	30,3	394,3	460,0	0,0
Total de videos	0	134	309	523	336	0	392,67
Videos fallidos	0	93	244	411	251	0	350,67
Ratio video fallidos	0,0	1,4	1,3	1,3	1,3	0,0	1,1
Videos a humanos	0	0	2	23	3	0	5
Videos animales domésticos	0	0	20	47	12	0	8
Videos a fauna salvaje (menos lobo)	0	37	39	16	68	0	29
Videos lobo	0	4	4	26	2	0	0
Total de videos con fauna salvaje	0	41	43	42	70	0	29
Horas Fototrampeo/ Video lobo	0,0	690,0	690,0	106,2	1380,0	0,0	0,0

Si observamos la distribución temporal del paso de los lobos en cada cámara (Figura 2), entendiendo por un paso cada vez que uno o varios lobos discurren por delante de la cámara en cuestión, independientemente del número de registros de fotos y vídeo obtenidos, se advierte que, de los 39 pasos, 22 fueron registrados por la C4 (56%). La segunda cámara que más pasos de lobo registró fue la C3, con 5, posiblemente correspondientes al mismo

individuo, dada la reiteración en las pautas de marcaje territorial y en los horarios de paso. El resto de las cámaras, en ninguno de los casos supera los tres pasos, a excepción de la C7, que no registró ninguno. Los resultados evidencian la importancia del enclave en el que se instaló la cámara C4 (inmediaciones de la Collada de Pelúgano) en las pautas de movilidad espacial de los lobos dentro del área de estudio.

Figura 1. Selección de las imágenes de lobos. Fotografías A, D y E tomadas por la cámara C4. Fotos B, C y F obtenidas respectivamente por C2, C5 y C1
Fuente: elaboración propia.



El número de ejemplares captados en cada cámara oscila entre un individuo y cuatro, siendo también frecuentes las capturas en los que aparecen grupos de dos y tres lobos. La C4 es la cámara que mayor variabilidad de individuos por paso presenta, entre uno y cuatro, siendo el tamaño de grupo más frecuente retratado el de tres lobos, que representa el 37 % de las pasadas efectuadas. El número total de individuos identificados en los conteos oscila entre un mínimo de 6 y un máximo de 7, puesto que uno de los dos grupos de lobos identificados estaba compuesto por dos individuos, de los cuales uno era un ejemplar subadulto perfectamente diferenciable del resto. Además, este grupo de dos individuos fue captado en repetidas ocasiones y por varias cámaras durante todo el periodo de monitoreo. Otra

información relevante suministrada por las cámaras fue la frecuencia horaria de paso de los lobos por día. Tras cruzar los resultados de todas las cámaras, se obtuvo un cuadrante por hora de la movilidad del lobo en el área de fototrampeo, que refleja sus frecuencias de paso (Figura 3). La máxima frecuencia se da entre las 3:00 y 4:00 horas, seguido de otro pico importante entre las 06:00 y las 07:00 horas. A partir de entonces la actividad cae hasta alcanzar el atardecer, registrándose un nuevo pico de movilidad entre las 18:00 y 19:00 horas, y otro entre las 22:00 y las 23:00.

Figura 2. Paso de lobos por la ubicación de las cámaras de fototrampeo

Fuente: elaboración propia.

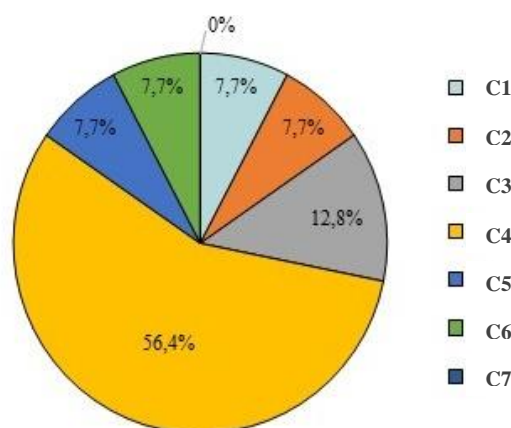
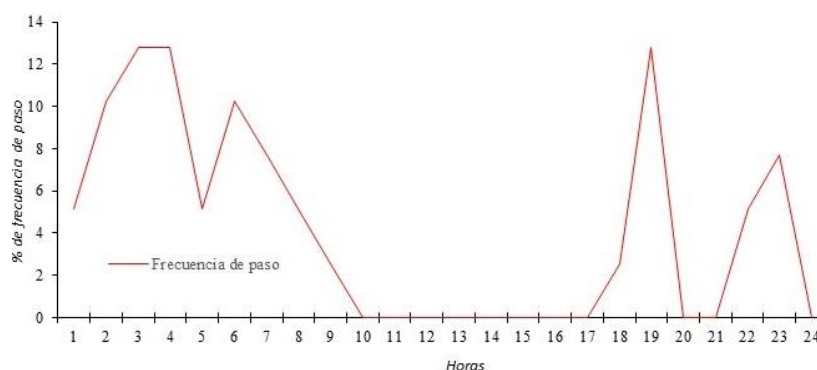


Figura 3. Frecuencia horaria del paso de lobos por las cámaras de fototrampeo

Fuente: elaboración propia.



5. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La principal aportación del fototrampeo en este trabajo ha sido confirmar la presencia estable del lobo en el área de estudio, donde no ha estado presente en décadas pasadas, así como arrojar información sobre la movilidad de la especie, tanto desde el punto de vista espacial, como temporal. La aplicación del fototrampeo para el estudio del lobo ya se ha realizado en distintos trabajos a nivel mundial (Berzi y Groff, 2002; Spalton, 2002; Palumbo *et al.*, 2010; Galaverni *et al.*, 2011). En España, de momento, apenas se han realizado estudios en este sentido (si bien, como se ha citado, el fototrampeo de lobos ha sido ampliamente

usado en tareas de gestión), y los que hay se han aplicado al conocimiento de otras especies vertebradas (Belda *et al.*, 2009, 2016). La localización de las cámaras de este trabajo en áreas muy humanizadas y transitadas, junto con los horarios de paso de lobos por dichos enclaves al amanecer y al atardecer, permite deducir que las áreas de encame y refugio no se encontraban lejos de la ubicación de las cámaras, dispuestas en un área de campeo frecuente. Además, algunas de las imágenes se obtuvieron dentro de la franja horaria diurna (entre las 8 y las 10 h de la mañana).

La adaptación del lobo a la presencia humana ha sido una constante a lo largo de la investigación. La cámara que más capturas y videos obtuvo de dicha especie fue la C4, emplazada en una pista forestal con un frecuente paso de todoterrenos y personas. Por tanto, los registros de los dispositivos de fototrampeo nos han permitido constatar que la presencia humana no es un factor limitante en las pautas de movilidad, encame y predación de la especie, algo que ha sido remarcado en diversos estudios previos (Nuñez-Quirós *et al.*, 2007; Llana *et al.*, 2016). También se debe tener en cuenta que, los procesos de cierre de paisaje y el aumento de la matriz de arbolado-matorral, facilitan el refugio, la movilidad y la obtención de presas; claves que influyen en la recolonización a corto plazo de áreas donde los lobos no estaban presentes en las últimas décadas (Gula *et al.*, 2009).

En este caso, la aplicación del fototrampeo no ha permitido diferenciar claramente unos individuos de otros (salvo el ejemplar subadulto, por cuestiones obvias), ya que el lobo ibérico es una especie que no presenta patrones corporales distintivos. Por ello, la estimación poblacional que hemos incluido (entre seis y siete ejemplares), basada en la reiterada captura de imágenes de dos grupos diferenciados (integrados por tres o cuatro ejemplares uno, y por dos el otro), pretende ser simplemente una aproximación. Sin duda, para estos fines es altamente recomendable aplicar el método captura-recaptura (Holden *et al.*, 2003, Trolle y Kery, 2003; Maffei *et al.*, 2005; Kelly *et al.*, 2008), si bien, por lo ya comentado, se descartó esta opción de antemano. Cabe remarcar, que, pese a existir otras alternativas en relación a las estimas poblacionales que tienen en cuenta el tiempo y distancia entre las capturas fotográficas, y estimaciones basadas en cálculos del área de campeo (Soisalo y Cavalcanti 2006); la comunidad científica rechaza estas metodologías por su escasa fiabilidad y su cuestionable carácter empírico (Galaverni *et al.*, 2011).

Este estudio, ha confirmado la presencia del lobo ibérico en un área humanizada de la Montaña Central Asturiana en la que no se encontraba presente en las últimas décadas, contribuyendo a poner en evidencia la importancia que tiene el conocimiento de las dinámicas territoriales de la especie y su interacción con las actividades humanas. Generar un conocimiento cada vez más profundo en este tipo de cuestiones podría tener una alta aplicabilidad para el diseño de estrategias de prevención de ataques a la ganadería (Gazzola *et al.*, 2008; Galaverni *et al.*, 2011). Así, este tipo de investigaciones constituyen una herramienta para administraciones y organismos públicos encargados de la gestión de esta especie, a la hora de abordar el intenso conflicto socioterritorial existente, que tiene como principal pilar los ataques generados a la cabaña ganadera. Llama la atención, sin embargo, que, a pesar de que el Gobierno de Asturias ha desarrollado una política de indemnizaciones de los daños de lobo desde hace más de dos décadas, en dicha región no ha sido publicada ninguna investigación que estudie tales daños en profundidad hasta el presente año (González-Díaz *et al.*, 2019; García-Hernández *et al.*, 2019). El conocimiento detallado de todas estas cuestiones podría facilitar, a la larga, que las medidas de prevención adquieran un papel más relevante en la gestión de la especie, facilitando una verdadera coexistencia lobo-humanos.

Agradecimientos

Los autores de este trabajo agradecen a la Fundación Alvargonzález su apoyo económico, gracias al disfrute de la XV Ayuda a la Investigación «Ramón de la Sagra» por parte de Benjamín González Díaz.

REFERENCIAS

- Álvarez Cañada, A. (1997). Estudio geomorfológico de la Sierra de Peña Mea (Cordillera Cantábrica). *Ería*, 44: 261-278.
- Belda, A.; Arques, J.; Martínez, J.E.; Peiró, V.; Seva, E. (2009). Análisis de la biodiversidad de fauna vertebrada en el Parque Natural de la Sierra de Mariola mediante fototrampeo. *Mediterránea*, 20: 9-32.
- Belda, A.; Belenguer, R.; Zaragoza, B.; Ferri, V. (2016). Distribución del tejón - *Meles meles* (Linneo, 1758) en el Parque Natural de la Sierra de Mariola (Comunidad Valenciana). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 70: 101-112.
- Berzi, D.; Groff, G. (2002). L'uso delle trappole fotografiche per indagini faunistiche sul lupo e su altri grandi carnivori: prime indicazioni sulla sperimentazione in Italia. En: Boscagli, G.; Vielmi, L.; De Curtis, O. (Eds.). *Atti del convegno "Il lupo e i parchi"*. Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Italy: 154-160.
- Chao, A.; Huggins, R.M. (2005). Modern closed population models. En: Amstrup, S.C.; McDonald, T.L.; Manly, B.F.J. (Eds.). *Handbook of Capture-Recapture Analysis*. New Jersey: Princeton University Press: 5-17.
- Chávez, C.; De la Torre, A.; Bárcenas, O.; Medellín, R.A.; Zarza, H.; Ceballos, G. (Eds.) (2013). *Manual de fototrampeo para estudio de fauna silvestre. El jaguar en México como estudio de caso*. México: Alianza WWF-Telcel, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Galaverni, M.; Palumbo, D.; Fabbri, E.; Camiglia, T.; Greco, C.; Randi, E. (2012). Monitoring wolves (*Canis lupus*) by non-invasive genetics and camera trapping: a small-scale pilot study. *Eur. J. Wildl. Res.*, 58: 47-58. [doi:10.1007/s10344-011-0539-5](https://doi.org/10.1007/s10344-011-0539-5)
- García-Hernández, C.G.; González-Díaz, B.; Ruíz Fernández, J. (2019). Evolución de los daños producidos por el lobo ibérico (*Canis lupus signatus*) sobre la cabaña ganadera en Asturias, entre 1997 y 2016. *Ería*, 39(3): 369-393.
- Gazzola, A.; Capitani, C.; Mattioli, L.; Apollonio, M. (2008). Livestock damage and wolf presence. *Journal of Zoology*, 274: 261-269.
- González-Díaz, B.; García-Hernández, C.; Ruíz-Fernández, J. (2019). *Los daños del lobo a la cabaña ganadera en Asturias: un análisis espacial*. Trabe-CeCodet, Universidad de Oviedo.
- Gula, R.; Hausknecht, R.; Kuehn, R. (2009). Evidence of wolf dispersal in anthropogenic habitats of the Polish Carpathian Mountains. *Biodiversity and Conservation*, 18: 2173-2184.
- Holden, J.; Yanuar, A.; Martyr, D.J. (2003). The Asian tapir in kerinci seblat national park, Sumatra: evidence collected through photo-trapping. *Oryx*, 37: 34-40.
- Karanth, K.U.; Nichols, J.D.; Kumar, N.S.; Hines, J.E. (2006). Assessing tiger population dynamics using photographic capture-recapture sampling. *Ecology*, 87: 2925-2937.
- Kelly, M.J.; Noss, A.J.; Di Bitetti, M.S.; Maffei, L.; Arispe, R.; Paviolo, A.; De Angelo, C.D.; Di Blanco, Y.E. (2008). Estimating puma densities from camera trapping across three study sites: Bolivia, Argentina, Belize. *Journal of Mammalogy*, 89: 408-418.
- Larrucea, E.S.; Brussard, P.F.; Jaeger, M.M.; Barrett, R.H. (2007). Cameras, coyotes, and the assumption of equal detectability. *Journal of Wildlife Management*, 71: 1682-1689.
- Llaneza, L.; García, E.J.; Palacios, V.; Sazatornil, V.; López-Bao, J.V. (2016). Resting in risky environments: the importance of cover for wolves to cope with exposure risk in human-dominated landscapes. *Biodiversity and Conservation*, 25(8): 1515-1528.

- Lira-Torres, I.; Briones-Salas, M.A. (2012). Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 28: 566-585.
- Maffei, L.; Noss, A.J.; Cuellar, E.; Rumiz, D.I. (2005). Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity and ranging behaviour in the dry forests of eastern Bolivia: data from camera trapping. *Journal of Tropical Ecology*, 21: 349-353.
- Matthews, T.J.; Borges, P.A.V.; Brito, E.; Whittaker, R.J. (2017). A biogeographical perspective on species abundance distributions: recent advances and opportunities for future research. *Biogeography*, 44: 1705-1710. [doi:10.1111/jbi.13008](https://doi.org/10.1111/jbi.13008)
- Monroy-Vilchis, O.; Rodríguez-Soto, C.; Zarco-González, M.; Urios, V. (2007). Distribución y uso de hábitat y patrones de actividad de puma y de jaguar en el Estado de México. En: Ceballos, G.; Chávez, C.; List, R.; Zarza, H. (Eds.). *Conservación y manejo del jaguar en México: estudios de caso y perspectivas*. México: Alianza, 1: 59-70.
- Monroy-Vilchis, O.; Zarco-González, M.; Rodríguez Soto, M.; Soria-Díaz, L.; Urios, V. (2011). Fototrampeo de mamíferos, en la Sierra Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad. *Revista de Biología Tropical*, 59(1): 373-383.
- Núñez-Quirós, P.; García-Lavandera, R.; Llana, L. (2007). Analysis of historical wolf (*Canis lupus*) distributions in Galicia: 1850, 1960 and 2003. *Ecología*, 21: 195-205.
- Oliveira-Santos, L.G.R.; Zucco, C.A.; Castro Antunes, P.; Crawshaw, P.G. (2009). Is it possible to individually identify mammals with no natural markings using camera-traps? A controlled case-study with lowland tapirs. *Mammals Biology*, 75(4): 375-378. [doi:10.1016/j.mambio.2009.08.005](https://doi.org/10.1016/j.mambio.2009.08.005)
- Palumbo, D.; Galaverni, M.; Fabbri, E.; Caniglia, R.; Greco, C.; Sarno, S.; Randi, E. (2010). Monitoraggio del lupo (*Canis lupus*) nel Parco regionale del Corno alle Scale tramite fotovideotrappolaggio e genetica non invasiva: un nuovo modello di studio integrato. En: Caniglia, R.; Fabbri, E.; Greco, C.; Randi, E. (Eds.). *Atti del convegno Ricerca scientifica e strategie per la conservazione del lupo (Canis lupus) in Italia. Quad di Conservazione della Natura*, 33: 171-196.
- Silver, S.; Ostro, E.T.; L.K. Marsh, Maffei L., Noss, A.J., Kelly, M.J., Wallace, R.B., Gómez, H., y Ayala, G. (2004). The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx*, 38: 148-154.
- SADEI (2020). *Sociedad Asturiana de Estudios Económicos e Industriales*. Oviedo: Principado de Asturias, Consejería de Hacienda. <http://www.sadei.es/es/portal.do?jsessionid=DD6558CC9914B2808D7864FF4228DC34>
- Soisalo, M.K.; Cavalcanti, S.M.C. (2006). Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture-recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation*, 129: 487-496.
- Spalton, A. (2002). Canidae in the Sultanate of Oman. *Canid News*, 5: 1-5. http://www.canids.org/canidnews/5/canids_in_oman.pdf
- Tobler, M.W.; Carrillo-Percastegui, S.E.; Leite Pitman, R.; Mares, R.; Powell, G. (2008a). An evaluation of camera traps for inventoring large-and mediumsized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*, 11: 169-178.
- Tobler, M.W.; Carrillo-Percastegui, S.E.; Leite Pitman, R.; Mares, R.; Powell, G. (2008b). Further notes on the analysis of mammals inventory data collected with camera traps. *Animal Conservation*, 11: 187-189.
- Tobler, M.W.; Carrillo-Percastegui, S.E.; Powell, G. (2009). Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in South-Eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology*, 25: 261-270.
- Trolle, M.; Kery, M. (2003). Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera trapping data. *Journal of Mammalogy*, 84: 607-614.
- Trolle, M.; Noss, A.J.; Cordeiro, J.L.P.; Oliveira, L.F.B. (2008). Brazilian tapir density in the Pantanal: A comparison of systematic camera trapping and line transect surveys. *Biotropica*, 40: 211-217.

LA ‘SEMANA DE LA BIODIVERSIDAD’ DE LA COMUNIDAD VALENCIANA Y SU APORTACIÓN AL CONOCIMIENTO DE LA DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES

Emilio Laguna Lumbreras^{1,2}, Simón Fos Martín³, Javier Ranz Ayuso¹,
Nuria Ten Fabuel⁴ y Juan Jiménez Pérez¹

¹ *Generalitat Valenciana. Servicio de Vida Silvestre. laguna_emi@gva.es, ranz_jav@gva.es, jimenez_juaper@gva.es*

² *Generalitat Valenciana. Centro para la Investigación y Experimentación Forestal.*

³ *Generalitat Valenciana. VAERSA. flora_catalogada@gva.es*

⁴ *CETECK S.L. biodiversidad_bd@gva.es*

RESUMEN

Con el objetivo de mejorar la información sobre áreas de la Comunidad Valenciana con escasos datos de su diversidad biológica, o con especial demanda social de dicha información, el Servicio de Vida Silvestre de la Generalitat Valenciana organiza desde 2006 la ‘Semana de la Biodiversidad’, un evento anual en el que se reúne durante varios días consecutivos a expertos en los diferentes grupos taxonómicos para inventariar la riqueza biológica de áreas concretas. A lo largo de sus 14 ediciones se han batido 1.760 km² y se han aportado 112.489 nuevos registros al Banco de Datos de Biodiversidad de la Comunidad Valenciana. Para cada edición se obtuvo como media un incremento del 74,49% del número de especies y del 132,55% del número de registros para las zonas prospectadas.

Palabras clave: Banco de Datos de Biodiversidad, Comunidad Valenciana, riqueza específica.

ABSTRACT

In order to improve information on areas of the Valencian Community (Spain) with scarce data on their biological diversity, or others with special social demand for such information, the Wildlife Service of the Generalitat Valenciana organizes annually since 2006 the ‘Biodiversity Week’. This is an event in which experts from different taxonomic groups meet for several consecutive days, to thoroughly survey the biological richness of specific areas. Throughout its 14 editions, 1,760 km² have been surveyed and 112,489 new records have been contributed to the Biodiversity Data Bank of the Valencian Community. For each edition, an average of 74.49% of the number of species and 132.55% of the number of records for the surveyed areas were obtained.

Keywords: Biodiversity Data Bank, Valencian Community, species richness.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Laguna Lumbreras, E.; Fos Martín, S.; Ranz Ayuso, J.; Ten Fabuel, N.; Jiménez Pérez, J. (2020). La ‘Semana de la Biodiversidad’ de la Comunidad Valenciana y su aportación al conocimiento de la distribución de especies. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 103-112.



1. INTRODUCCIÓN

La localización de las especies que componen la biodiversidad de un territorio es sin duda uno de los factores básicos para asegurar su conservación (Wilson, 1988). En este sentido, la información espacial se ha convertido en un factor clave para la resolución de muchos de los problemas planteados por disciplinas como la Biogeografía de la Conservación (Whittaker *et al.*, 2005). Esta información se ha incrementado sustancialmente en los últimos años, sobre todo a partir de la emergencia de la ciencia ciudadana (Kobori *et al.*, 2016). En paralelo, han ido surgiendo iniciativas para compendiar esa información y facilitar su uso, a través de los denominados ‘bancos de biodiversidad’, bancos de datos georreferenciados a diferentes escalas, a menudo complementados con otra información útil sobre las especies (imágenes, fichas de información, etc.). El banco de datos más conocido a nivel mundial es GBIF (Global Biodiversity Information Facility, <https://www.gbif.org/>), que a finales de 2019 superaba los 1.354 millones de registros en todo el planeta.

En España, algunos de los principales bancos de datos se han propuesto a partir de iniciativas del mundo de la investigación, con ejemplos destacables, como Anthos (Sistema de Información sobre las Plantas de España, <http://www.anthos.es/>), el programa ORCA (Organització per a la Cartografia de les plantes vasculares als Països Catalans, <http://www.orca.cat/>) o SIVIM (Sistema de Información de la Vegetación Ibérica y Macaronésica, <http://www.sivim.info/>). Otros a cambio se centran más en la ciencia ciudadana, combinando las observaciones de voluntarios y aficionados con el filtro que establecen expertos en la identificación de las especies, como ocurre con Biodiversidad Virtual (<https://www.biodiversidadvirtual.org/>), donde la identificación se realiza a través de imágenes aportadas por los observadores y disponibles a través de internet (Biodiversidad Virtual, 2010).

Un tercer grupo de plataformas lo formarían en España las generadas por las administraciones públicas, donde, de una parte, se fomenta el conocimiento de las especies, en concordancia con la normativa básica de conservación de la naturaleza -la Ley 42/2007(BOE, 2007)-, y de otra, se adelanta parte de la información ambiental a la que la ciudadanía tiene derecho de acuerdo con sus normas reguladoras -en este caso la Ley 27/2006 (BOE, 2006)-. De este modo, mucha de la información que pueden necesitar personas físicas o jurídicas para realizar trámites ante las administraciones -por ejemplo, sobre la presencia de especies protegidas en zonas donde deseen realizar actividades concretas- pueden obtenerla directamente, ahorrando desplazamientos y esperas. En ocasiones, parte de la información puede estar disponible además mediante capas de información geográfica o matrices de datos descargables de internet, que permiten su posterior representación cartográfica. En el ámbito nacional, existe información para algunos grupos taxonómicos de fauna y flora dentro del Inventario Español del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (IEPNB), que se ha venido nutriendo fundamentalmente de los datos de los diversos Libros Rojos nacionales, editados por el Ministerio para la Transición Ecológica (v.g., Bañares *et al.*, 2003). La información cartográfica asociada al IEPNB, a través del ‘Banco de Datos de la Naturaleza’ (<https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/>) no se traduce por ahora en genuinas capas de información o en matrices exportables de coordenadas geográficas, salvo para el acceso a información sobre la riqueza en número de especies (<https://sig.mapama.gob.es/bdn/>) a una resolución de 10 × 10 km, excesivamente grosera para la gestión directa del territorio.

Algunas administraciones públicas autonómicas y locales españolas han establecido sus bancos en plataformas similares, a menudo a una escala geográfica más acorde con las

necesidades de gestión, como las cuadrículas UTM de 1×1 km o retículos aún más finos. Ejemplo pionero en esta materia ha sido el Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias BIOTA (<https://www.biodiversidadcanarias.es/biota/>; Martín Esquivel *et al.*, 2005), que actualmente se acerca a los 12 millones de registros de más de 24.000 especies, terrestres y marinas. Conforme a Peralta de Andrés *et al.* (2016), existen bancos de datos de biodiversidad o infraestructuras equivalentes a nivel autonómico español al menos en Andalucía, Canarias, Comunidad Valenciana, Navarra, País Vasco y Cataluña.

En la Comunidad Valenciana, la plataforma de acceso a la información es el Banco de Datos de Biodiversidad (BDBCv, <http://www.bdb.gva.es/>), dependiente del Servicio de Vida Silvestre (SVS) de la Generalitat Valenciana. El BDBCv fue creado mediante Orden de la Conselleria de Territorio y Vivienda de la Generalitat Valenciana (DOGV, 2003). Su funcionamiento, resumido por Fabuel (2007), se basa en varios niveles de acceso: consulta externa, usuario, validador y administrador. En diciembre de 2019 el BDBCv superaba los 2.186.00 registros para 20.411 táxones. El SVS puede facilitar además la obtención de información hasta el nivel coordenada métrica para aquellos registros que poseen esa precisión, con la excepción de especies en las que el acceso está restringido para garantizar su conservación. Jiménez (2018) y García y de Lara (2016) han resumido la filosofía del BDBCv y su importancia para el conocimiento de la biodiversidad de la Comunidad Valenciana, refrendado por su uso en numerosos estudios y publicaciones en los últimos años, como los de Padilla *et al.* (2009), Guillén *et al.* (2010), Mateo *et al.* (2011-2015) o Fos *et al.* (2014).

Un aspecto sustancial en los bancos de datos de biodiversidad es la existencia de *gaps* o zonas con escasa información georreferenciada (Amano y Sutherland, 2013; Meyer *et al.*, 2015; Wetzel *et al.*, 2015), donde se refleja una riqueza biológica muy inferior a la real. A fin de paliar estos defectos de información, se viene recurriendo a soluciones colaborativas, resumidas a menudo en la convocatoria de los denominados *testings*, *bioblitzs* o *biomaratonas*, que usualmente combinan la ciencia ciudadana o el voluntariado aficionado a la toma de imágenes de campo, con la identificación posterior de las fotografías por taxónomos expertos. Estas iniciativas son óptimas para el muestreo de especies abundantes o de fácil determinación, pero a menudo fallan en el aporte de datos para terrenos de difícil accesibilidad, o en el relativo a grupos taxonómicos más complejos, como las criptógamas, los invertebrados, el zooplancton, etc. Para ese conjunto de situaciones, una solución óptima pasaría por el reclutamiento de la colaboración simultánea de muchos expertos, de la máxima diversidad posible de grupos biológicos, que puedan batir determinadas zonas *gap*, o aquellas en las que interesa poseer la máxima información posible, por su mayor demanda social -por ejemplo, espacios naturales protegidos-. El planteamiento de esta posibilidad para la mejora de información del BDBCv, condujo al SVS a convocar en 2006 una iniciativa de muestreo e inventariado local denominado ‘Semana de la Biodiversidad’, del que se indica aquí tanto la metodología como algunos resultados sintéticos de su desarrollo.

2. ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El área de estudio a la que se ha aplicado el método más abajo detallado es la Comunidad Valenciana (España), cuyos datos básicos en materia biogeográfica y una síntesis suficiente de su diversidad biológica han sido compendiados por Sanchis Moll (1988). Los centros

operativos concretos y áreas en que se desarrolló cada evento de la Semana de la Biodiversidad se indican en la tabla 1 y en el mapa 1.

2.2. Desarrollo de la Semana de la Biodiversidad

La ‘Semana de la Biodiversidad’ se realiza en un periodo de 4 días dentro de una semana concreta del año elegida en función del óptimo fenológico para el reconocimiento en campo de la mayoría de especies biológicas. Durante ese tiempo, el SVS reúne al máximo posible de expertos en cualquier grupo biológico, tanto macroscópico como microscópico, en régimen de invitación a pensión completa y asistencia logística, para rastrear a fondo la riqueza biológica de zonas concretas del territorio valenciano. La asistencia de campo se obtiene mediante la participación de agentes medioambientales de la Generalitat Valenciana, y naturalistas o colaboradores locales conocedores de las vías rurales y forestales, que permiten el acceso a posibles zonas no muestreadas, acompañando a los expertos que acuden al evento.

Para la celebración de cada una de las ediciones se eligen preferentemente áreas que contengan sitios de la Red Natura 2000 de la Unión Europea o Espacios Naturales Protegidos de la Comunidad Valenciana, donde la escasa accesibilidad u otros factores hayan reducido a menudo las opciones de localizar y georreferenciar especies de fauna, flora y hongos, a pesar de existir hábitats idóneos para su presencia. Las zonas escogidas pueden corresponder a límites políticos -p.ej., términos municipales parciales o completos- o a territorios georreferenciados -p.ej., una o más cuadrículas UTM de 10×10 km. La elección de los sitios está en parte mediada por las facilidades que ofrecen los ayuntamientos de las zonas a muestrear -p.ej., albergues o instalaciones similares-, y que están interesados en conocer la riqueza biológica de sus municipios o comarcas. El SVS cuenta además habitualmente con la colaboración de diversas empresas que, dentro de su política de responsabilidad social corporativa, pueden sufragar muchos de los costes de la actividad. Las instalaciones elegidas para hacer de base de la Semana de la Biodiversidad, han de cumplir entre otros requisitos la tenencia de salas donde poder disponer del aparataje científico básico -lupas, microscopios, etc.- que pueden requerir los participantes en el evento, e infraestructura suficiente para el trabajo informático paralelo a desarrollar: carga de datos, validación, etc.

Los participantes, a su llegada e inscripción, escogen para cada jornada las cuadrículas UTM de 1 km que se comprometen a batir muestreando organismos del grupo biológico concreto en el que están especializados. Las cuadrículas se van marcando en mapas para evitar que más de un grupo experto en la misma materia bata una misma cuadrícula. Dado que la mayoría de participantes ha de asociarse a alguno de los agentes medioambientales o conocedores locales del territorio, es habitual que se organicen grupos multidisciplinares de expertos en distintos grupos biológicos que van a usar un mismo vehículo, lo que enriquece el conocimiento interdisciplinar.

No existe una metodología uniforme de muestreo, ya que ésta puede ser variable en función de los tipos de organismos a localizar e identificar. Como ejemplo más habitual se suelen hacer recorridos siguiendo vías de comunicación (carreteras, caminos, sendas, etc.) con una o más paradas por cada tipo de hábitat, y anotación de presencia las especies localizadas, o en su caso recolección de muestras para el análisis posterior en gabinete o laboratorio. En el caso de la flora el muestreo es de tipo florístico -no fitosociológico-, ya que el BDBC no recoge datos de las comunidades vegetales. Para algunos grupos de especies se muestrean exclusivamente los hábitats en que es previsible encontrar táxones del grupo biológico concreto (p.ej., en el caso de organismos acuáticos, especies ligadas a alta humedad edáfica, etc.).

Para asegurar el funcionamiento de la Semana de la Biodiversidad, se dispone de un equipo técnico específicamente encargado de la carga de datos -citas georreferenciadas de las especies-, con la correspondiente infraestructura informática. Los especialistas que realizan el trabajo de campo pueden aportar sus datos usando uno o más ordenadores a su disposición, rellenando matrices ya preparadas para su carga en el BDBC, o bien pueden facilitar sus libretas de campo para que los datos sean tecleados por el personal del SVS durante la propia jornada. Los horarios se adaptan tanto a los tipos de muestreo -diurnos o nocturnos- como al margen de tiempo necesario para la preparación y carga de los datos, de modo que en su gran mayoría puedan estar subidos a la plataforma de pre-validación del BDBC durante esos mismos días. Los datos de aquellos expertos que son a la vez validadores del BDBC -es decir, que filtran a lo largo del año las nuevas citas que se reciben, descartando las que por alguna razón sean deficientes o inexactas-, entran ya directamente en el BDBC, de modo que su incorporación es ya visualizable online a partir de su carga; para el resto de datos, aunque se computa un número orientativo de los recibidos durante la propia Semana de la Biodiversidad, se habilita un tiempo, variable en función de las necesidades de corroboración de las identificaciones, para su posterior filtrado y validación. Este último caso afecta sobre todo a los grupos biológicos que pueden requerir pruebas identificativas posteriores en laboratorio.

En lo referente a la calidad de los datos, el nivel mínimo es el de una cita de especie por cuadrícula de 1 x 1 km, pero para quienes disponen de la aplicación de entrada de datos del BDB para dispositivos móviles, descargable desde la página web <http://www.bdb.gva.es/>, las citas pueden aportarse automáticamente mediante coordenada métrica. Se recomienda disponer, en todo caso, de GPS o de aplicaciones similares en los teléfonos móviles.

3. RESULTADOS

Las Semanas de la Biodiversidad se vienen desarrollando en la Comunidad Valenciana desde el año 2006, escogiendo habitualmente momentos centrales de la primavera. Como resultado de ello, no son esperables resultados relevantes para el grupo de los hongos macroscópicos, ya que en su gran mayoría presentan cuerpos fructíferos -setas- otoñales en la Comunidad Valenciana. A cambio, la mayoría de vertebrados e invertebrados, plantas vasculares y no vasculares, líquenes o algas, pueden encontrarse en un momento fenológico que permite su identificación. Los municipios que han servido de centro de operaciones para las diferentes ediciones están indicados en la tabla 1, y los terrenos batidos se representan en el mapa 1.

De las 14 ediciones, 5 se han realizado en la provincia de Alicante, 5 en la de Valencia y 4 en la de Castellón. 5 de ellas se realizaban en municipios o espacios protegidos que poseen fachada litoral, muestreándose tanto los ecosistemas terrestres como los marinos, mientras las otras 9 correspondían completamente a localidades del interior. Como puede apreciarse en la tabla 1, el número medio de participantes ha variado entre 40 y 126 personas, con un promedio próximo a los 100 asistentes por edición. El tiempo medio de estancia media por participante es ligeramente inferior a los 2 días. Las entidades a las que pertenecen quienes participan en cada edición anual han variado entre 6 y 16; se consideran entidades diferentes cada universidad o centro de investigación, administración pública, ONG de conservación, etc. que ha aportado al menos un participante.

Tabla 1. Datos sintéticos de localización y participación en las Semanas de la Biodiversidad de la Comunidad Valenciana

Año	Localidad y provincia	Fecha	Nº particip.	Nº jornadas	Nº jornadas / particip.	Nº entidades
2006	Enguera (V)	22-26/V	40	108	2,70	6
2007	Villahermosa del Río (Cs)	4-6/VI	62	159	2,56	8
2008	Benidorm (A)	19-22/V	120	284	2,37	10
2009	Alcoi (A)	19-22/V	120	254	2,12	8
2010	Villargordo del Cabriel (V)	17-20/V	112	221	1,97	11
2011	El Campello (A)	9-12/V	120	195	1,63	9
2012	Pobla de Benifassà (Cs)	28-31/V	90	148	1,64	8
2013	Millares (V)	22-25/V	110	189	1,72	14
2014	Chera-Sot de Chera (V)	12-15/V	126	209	1,66	16
2015	Cinctorres (Cs)	4-7/V	75	120	1,60	16
2016	Elche/Elx (A)	25-28/IV	85	134	1,58	12
2017	Cofrentes (V)	22-25/V	125	207	1,66	16
2018	Dénia (A)	21-24/V	120	215	1,79	16
2019	Alcalá de Xivert (Cs)	6-9/V	90	151	1,68	11
\bar{x}			99,64	185,29	1,90	11,50
sd			22,66	51,06	0,38	3,55

Notación para las provincias: A: Alicante; Cs: Castellón; V: Valencia.
 Notación para las fechas: Intervalo de días/mes (en números romanos).

Mapa 1. Localización de las zonas donde se han desarrollado las diferentes ediciones anuales de la Semana de la Biodiversidad



La aportación de información al BDBCv queda reflejada en la tabla 2. Se diferencia entre los datos de partida -nº de especies y de registros para el área de muestreo antes de la celebración de la correspondiente Semana de la Biodiversidad-, y los finales, obtenidos al

sumar esos datos iniciales con los aportados durante el evento. Para el número de especies, la diferencia se traduce en nuevos táxones no citados anteriormente para el área de muestreo, es decir, un aumento de la riqueza específica. Sobre un promedio inicial de 837,57 especies por zona de muestreo, se han aportado 623,93 nuevas especies no citadas con antelación para el perímetro batido, lo que implica un incremento promedio del 74,49% de la riqueza específica. Para el número de registros, partiendo de un promedio de 6.061,86 por zona a batir, se han aportado 8.034,79 nuevas citas, lo que supone un incremento del 132,55%. El número total de registros aportados durante la Semana de la Biodiversidad ha sido muy variable entre las distintas zonas, con máximos en la XIII edición en Dénia (Alicante) en 2018, 12.041 registros, elevando hasta 38.126 todos los acumulados para esa zona en el BDBC, e incrementando en 446 nuevas especies la riqueza local, que inicialmente era de 2.243. En este caso, la principal zona batida fue el Parque Natural del Montgó y la Reserva Marina Cap de Sant Antoni, sitios que ya poseen importante relevancia por su riqueza en biodiversidad (Costa *et al.*, 1984; Stübing y Estévez, 1991; Mateo *et al.*, 2011-2015).

Tabla 2. Áreas muestreadas y principales datos sobre el número de especies y registros

Año	Área muestr. km ²	Nº especies			Nº registros			Prod.
		Inicial	Final	Nuevas	Inicial	Final	Nuevos	
2006	100	129	460	331	178	1.728	1.550	14,35
2007	100	600	1.403	803	1.846	6.598	4.752	29,89
2008	200	413	1.165	752	2.268	6.668	4.400	15,49
2009	100	1.128	1.696	568	8.446	16.390	7.944	31,28
2010	120	458	1.372	914	2.119	12.509	10.390	47,01
2011	100	456	1.209	753	1.209	8.242	7.033	36,07
2012	100	948	1.618	670	3.892	12.614	8.722	58,93
2013	105	433	1.252	819	2.100	12.587	10.487	55,49
2014	100	921	1.621	700	12.201	21.816	9.615	46,00
2015	100	722	1.325	603	2.510	9.236	6.726	56,05
2016	325	1.037	1.488	451	7.307	16.653	9.346	69,75
2017	130	1.270	1.781	511	7.343	16.970	9.627	46,51
2018	100	2.243	2.689	446	26.085	38.126	12.041	56,00
2019	80	968	1.382	414	7.362	17.216	9.854	104,86
SUMA	1.760	-	-	-	84.866	197.353	112.489	-
\bar{x}	125,71	837,57	1.461,50	623,93	6.061,86	14.096,64	8.034,79	47,69
sd	63,91	520,95	476,32	176,07	6.725,87	8.753,36	2.867,71	23,13

Siglas empleadas: Prod.: Productividad, calculada como el nº de nuevos registros dividido por el nº de jornadas empleadas por la suma de todos los participantes (columna 5 de la tabla 1).

La productividad, expresada como número de nuevos registros obtenidos por jornada y participante, alcanza el promedio de 47,69. Como puede apreciarse en la tabla 2 la productividad presentaría tendencia a un aumento progresivo (SVS, 2014a).

A partir de 2007 se hizo una separación inicial de los datos de especies y registros en función de su pertenencia a los 3 grandes grupos biológicos que contiene el BDBC -Flora, Fauna, y Hongos y Líquenes-, lo que permite calcular su aportación individualizada (Tabla 3). La aportación fundamental en datos brutos de especies y registros se realiza para la flora silvestre, en coincidencia con la mayor facilidad que tienen los especialistas en este grupo, sobre todo para la flora vascular, para identificar con relativa rapidez las especies sobre el

territorio. En el extremo opuesto se encuentran los hongos y líquenes, hecho previsible porque, al menos para los hongos, la época en que se realiza la Semana de la Biodiversidad se aleja del óptimo fenológico de dicho grupo, más desplazado hacia el otoño.

Tabla 3. Valores medios interanuales ($\bar{x} \pm sd$, para el período 2007-2019) e incrementos porcentuales (% Incr.) para los 3 grandes grupos biológicos objeto de muestreo: Fauna, Flora, y Hongos y Líquenes

Grupo	Nº especies				Nº registros			
	Inicial (I)	Final (F)	Nuevas (N=F-I)	% Incr. (N/I ×100)	Inicial (I)	Final (F)	Nuevas (N=F-I)	% Incr. (N/I ×100)
FAUNA								
\bar{x}	269,08	483,15	214,09	79,56	1.811,69	3.589,08	1.777,38	98,11
sd	159,05	168,38	57,53	36,17	2.848,11	3.579,35	886,55	31,13
FLORA								
\bar{x}	556,92	941,23	383,31	69,01	4.449,69	10.581,00	6.131,31	137,79
sd	315,58	282,89	139,13	44,09	4.021,59	5.125,14	1.938,98	48,21
HONGOS								
\bar{x}	66,08	135,62	69,54	105,24	344,92	793,23	448,31	129,97
sd	76,55	69,64	25,17	32,88	506,37	560,24	217,35	42,92

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los resultados aportados demuestran claramente el éxito obtenido hasta el momento con la actividad diseñada. El área rastreada en las 14 ediciones (1.760 km²) constituye el 7,57% del total de la Comunidad Valenciana (23.255 km²), y los 112.489 registros aportados representan un porcentaje algo inferior del total del BDBCv, en torno al 5,15%, pero a cambio cubren importantes carencias de información, mejorando notablemente la que se poseía sobre esos lugares, ya que en este caso el incremento medio alcanzado es del 132,55%. Además de lo demostrado en este trabajo, SVS (2014a) aportó conclusiones similares mediante el empleo de índices que permiten conocer la mejora en la riqueza biológica y su conocimiento a nivel municipal y de la red de espacios protegidos. Dichos índices han sido detallados por SVS (2014b). Los incrementos obtenidos para los 3 grandes grupos biológicos analizados son de magnitudes cercanas - entre el 98,11 y 137,79% -, aunque cabe destacar especialmente el del número de especies en grupos biológicos que suelen acumular menor proporción de datos en este tipo de plataformas de información, como son los hongos y líquenes. En este caso el incremento medio fue del 105,24%; obviamente, de haberse realizado eventos similares durante el otoño, principal época de emergencia de los cuerpos fructíferos de los hongos en los ecosistemas terrestres, ese incremento habría sido ampliamente superado.

Debe indicarse simultáneamente que, a lo largo de las sucesivas ediciones, el SVS ha encontrado una elevada y creciente receptividad entre los ayuntamientos de los municipios propuestos como base para acoger la actividad. Este mismo efecto también se percibe en las empresas locales, particularmente las relacionadas con el turismo en el medio natural. Aunque estos resultados han consolidado el desarrollo de este evento y aseguran su continuidad en los próximos años, existe aún un importante margen de mejora -por ejemplo, incrementar la participación de especialistas en los grupos biológicos menos conocidos, aumentar la productividad, seguir cubriendo huecos de información territorial en la Red Natura 2000, etc.-

Agradecimientos

A las numerosas entidades, empresas, y personal, tanto de la Generalitat Valenciana como externo, que desde 2006, vienen promoviendo y facilitando el desarrollo de las sucesivas ediciones de la Semana de la Biodiversidad.

REFERENCIAS

- Amano, T.; Sutherland, W.J. (2013). Four barriers for global understanding of biodiversity conservation: wealth, language, geographical location and security. *Proceedings of the Royal Society B*, 280: 20122649. doi:10.1098/rspb.2012.2649
- Bañares, A.; Blanca, G.; Güemes, J.; Moreno, J.C.; Ortiz, S. (Eds.). (2003). *Atlas y Libro Rojo de la flora vascular amenazada de España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.
- Biodiversidad Virtual (2010). *Manual del usuario/a de Biodiversidad Virtual*. Asociación Fotografía y Biodiversidad. https://www.biodiversidadvirtual.org/taxofoto/sites/default/files/Manual_BV_2010.pdf
- BOE (2006). Ley 27/2006, de 18 de julio, por la que se regulan los derechos de acceso a la información, de participación pública y de acceso a la justicia en materia de medio ambiente (incorpora las Directivas 2003/4/CE y 2003/35/CE). *Boletín Oficial del Estado*, 171 (19 de julio de 2006). <https://www.boe.es/boe/dias/2006/07/19/pdfs/A27109-27123.pdf>
- BOE (2007). Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. *Boletín Oficial del Estado*, 299 (14 de diciembre de 2007). <https://www.boe.es/buscar/pdf/2007/BOE-A-2007-21490-consolidado.pdf>
- Costa, M.; García-Carrascosa, M.; Monzó, F.; Peris, J.B.; Stübing, G.; Valero, E. (1984). *Estado actual de la flora y fauna marinas en el litoral de la Comunidad Valenciana*. Castellón de la Plana: Ayuntamiento de Castellón de la Plana.
- DOGV (2003). Ordre de 27 de novembre de 2003, de la Conselleria de Territori i Habitatge, per la qual es crea el Banc de Dades de la Biodiversitat de la Comunitat Valenciana. *Diari Oficial de la Generalitat Valenciana*, 4.656 (23 de diciembre de 2003). http://www.dogv.gva.es/datos/2003/12/23/pdf/2003_13387.pdf
- Fabuel, N. (2007). *Banco de Datos de Biodiversidad de la Comunitat Valenciana*. Documento Power Point, Curso IVAP 'Técnicas básicas de conservación de flora'. Valencia: Generalitat Valenciana, Servicio de Vida Silvestre. https://www.uv.es/ela_lum/CursIVAPNFabuelA.pdf y <https://www.uv.es/elalum/CursIVAPNFabuelB.pdf>
- Fos, M.; Atienza, V.; Fabuel, N. (2014). El Banco de Datos de Biodiversidad de la Comunitat Valenciana: Portal de información sobre biodiversidad líquénica. *Clementeana*, 15: 24-27.
- García, M.; de Lara, A. (2016). Banco de Datos de Biodiversidad de la Comunidad Valenciana. *UMH Sapiens: Divulgación Científica*, 14: 14-15.
- Guillén, J.; Ranz, J.; Fabuel, N.; Soler, G.; Gras, D.; Jiménez, J.; Triviño, A. (2010). Análisis GAP preliminar del Banco de datos de la Biodiversidad de la Comunidad Valenciana en relación a las especies marinas. En: Giménez Font, P.; Marco Molina, J.A.; Matarredona, E.; Padilla, A.; Sánchez Pardo, A. (Eds.). *Biogeografía. Una ciencia para la conservación del medio*: Alicante: Universitat d'Alacant: 471-479.
- Jiménez, J. (2018). Gestionar la biodiversidad. El papel de la administración en la conservación de la naturaleza. *Mètode*, 97: 18-25.
- Kobori, H.; Dickinson, J.L.; Washitani, I.; Sakurai, R.; Amano, T.; Komatsu, N.; Kitamura, W.; Takagawa, S.; Koyama, K.; Ogawara, T.; Miller-Rushing, A.J. (2016). Citizen science: a new approach to advance ecology, education and conservation. *Ecological Research*, 31: 1-19. doi:10.1007/s11284-015-1314-y
- Martín Esquivel, J.L.; Zurita, N.; Marrero Gómez, M.C.; Izquierdo, I.; Arechavaleta, M.; Fajardo, S.; Cabrera, M.A.; Martín Abreu, S.; Vera, A.; Naranjo, M.; Valdivia, C. (2005). *El Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias*. Santa Cruz de Tenerife: Gobierno de Canarias.

- Mateo, G.; Crespo, M.B.; Laguna, E. (eds.). (2011-2015). *Flora Valentina. Flora vascular de la Comunitat Valenciana*. 3 vols. Valencia: Fundación de la Comunidad Valenciana para el Medio Ambiente.
- Meyer, C.; Kreft, H.; Guralnick, R.; Jetz, W. (2015). Global priorities for an effective information basis of biodiversity distributions. *Nature Communications*, 6: 8221. [doi:10.1038/ncomms9221](https://doi.org/10.1038/ncomms9221)
- Padilla, A.; Prieto Cerdán, A.; Marco Molina, J. A.; Giménez Font, P.; Sánchez Pardo, Á. (2019). El papel del inventario ambiental exhaustivo en el proceso de la configuración definitiva de la Infraestructura Verde del litoral sur de la Comunitat Valenciana. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 82, 2805: 1-37. [doi:10.21138/bage.2805](https://doi.org/10.21138/bage.2805)
- Peralta de Andrés, A.; González García, M.; Inmbert Rodríguez, J.B. (2016). *Estudio de prospectiva, análisis y propuesta de participación y colaboración de la Administración Foral de Navarra con las redes, plataformas e iniciativas de Ciencia Ciudadana*. Pamplona: Universidad Pública de Navarra, Dpto. Ciencias del Medio Natural. <https://www.navarra.es/NR/rdonlyres/792FD41C-072F-4716-80F7-51B2F6A2B278/411316/EstudioAdministracionNavarraCienciaCiudadana.pdf>
- Sanchis Moll, E. (Ed.). (1988). *Guía de la naturaleza de la Comunidad Valenciana*. València: Edicions Alfons el Magnànim; IVEI.
- Stübing, G.; Estévez, A. (Coords.) (1991). *Estudio multidisciplinar del parque natural del Montgó (Alicante)*. Valencia: Generalitat Valenciana, Agència del Medi Ambient.
- SVS (2014a). *Informe Técnico 16/2014. 9 años de Semanas de la Biodiversidad. Balance de resultados*. Valencia: Generalitat Valenciana; Servicio de Vida Silvestre (SVS). <http://www.agroambient.gva.es/es/web/biodiversidad/altres-descarregues> (carpeta 'Varios')
- SVS (2014b). *Informe Técnico 01/2014. Biodiversidad Municipal en la Comunitat Valenciana. Informe 2013*. Valencia: Generalitat Valenciana; Servicio de Vida Silvestre (SVS). http://www.agroambient.gva.es/es/web/biodiversidad/altres-descarregues/-/documentos/PWD23hal_edm0/folder/109943167?p_auth=GTgcuRh3
- Whittaker, R.J.; Araújo, M.B.; Jepson, P.; Ladle, R.J.; Watson, J.E.M.; Willis, K.J. (2005). Conservation biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions*, 11: 3-23. [doi:10.1111/j.1366-9516.2005.00143.x](https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00143.x)
- Wetzel, F.T.; Saarenmaa, H.; Regan, E.; Martin, C.S.; Mergen, P.; Smirnova, L.; Tuama, É.Ó.; García Camacho, F.A.; Hoffmann, A.; Vohland, K.; Häuser, C.L. (2015). The roles and contributions of Biodiversity Observation Networks (BONs) in better tracking progress to 2020 biodiversity targets: a European case study. *Biodiversity*, 16(2-3): 136-148. [doi:10.1080/14888386.2015.1075902](https://doi.org/10.1080/14888386.2015.1075902)
- Wilson, E.O. (Ed.). (1988). *Biodiversity*. Washington DC: The National Academy of Sciences, Smithsonian Institute. [doi:10.17226/989](https://doi.org/10.17226/989)

BIOGEOGRAFÍA Y LA DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES COMO HERRAMIENTA PARA LA CONSERVACIÓN DE LAS SERPIENTES VENENOSAS DE ZACATECAS, MÉXICO: ECOLOGÍA, ETNOBIOLOGÍA Y PANORAMA EPIDEMIOLÓGICO

Jesús Lenin Lara Galván^{1,2}, A. Márcia Barbosa³, Juan Felipe Martínez Montoya¹,
Manuel Montesinos San Martín², Xabier Herrero Otero⁴, José Jesús Sigala Rodríguez⁵,
Adrián Serrano Hernández² y Citlalli Edith Esparza Estrada^{5,6}

¹ *Postgrado en Innovación en Manejo de Recursos Naturales. Colegio de Postgraduados, Campus San Luis Potosí (México).*

² *Máster Universitario en Sistemas de Información Geográfica y Teledetección. Universidad Pública de Navarra (España).*

³ *CIBIO/InBIO. Universidade de Évora, Portugal. CICGE - Centro de Investigação em Ciências Geoespaciais. Universidade do Porto (Portugal).*

⁴ *Dpto. Geografía, Prehistoria y Arqueología. Universidad del País Vasco (España).*

⁵ *Colección Zoológica. Universidad Autónoma de Aguascalientes (México).*

⁶ *Laboratorio de Macroecología Evolutiva. Instituto de Ecología A.C. (México).*

RESUMEN

En México se distribuye una cantidad importante de serpientes venenosas, como las víboras de cascabel y las serpientes de coral (géneros *Crotalus* y *Micrurus*, respectivamente). A pesar de la notoria riqueza y su indudable valor ecológico y cultural, estos organismos sufren una constante persecución por parte del hombre, como consecuencia de la desinformación y el miedo que se tiene a una mordedura por parte de estas serpientes. Así es cada vez más frecuente la obtención de datos relativos a la disminución de sus poblaciones y la fragmentación de su hábitat. Por ello, la base central de esta investigación fue determinar sus patrones de distribución de manera global y presentarlos en una escala estatal (Zacatecas), y a partir de esta información ejecutar diversas metodologías para la realización de un trabajo de campo más eficiente, obteniendo más información acerca de su ecología, biología, usos e inclusive datos sobre la epidemiología de su mordedura. Los resultados obtenidos abarcan diversos aspectos como la diversidad a nivel municipal, siendo Sombrerete, Fresnillo y Valparaíso los que presentan más especies, así como algunos de los municipios con mayor riesgo de accidente ofídico. Por otro lado, las especies con mayor presencia en Zacatecas son *Crotalus lepidus*, *C. molossus* y *C. scutulatus*. Finalmente, obtuvimos un listado con información sobre su historia natural, material fotográfico y los principales usos por parte de las personas de las distintas localidades muestreadas. Con esta información sentamos las bases para la creación de planes de manejo y conservación de las serpientes venenosas en el Estado de Zacatecas, México.

Palabras clave: diversidad, México, Modelos de Distribución de Especies, serpientes venenosas, Zacatecas.

ABSTRACT

México is home to a substantial amount of venomous snakes such as rattlesnakes and coral snakes (*Crotalus* and *Micrurus* genus, respectively). Despite their richness and undoubtedly

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Lara Galván, J.L.; Márcia Barbosa, A.; Martínez Montoya, J.F.; Montesinos San Martín, M.; Herrero Otero, X.; Sigala Rodríguez, J.J.; Serrano Hernández, A.; Esparza Estrada, C.E. (2020). Biogeografía y la distribución de especies como herramienta para la conservación de las serpientes venenosas de Zacatecas, México: ecología, etnobiología y panorama epidemiológico. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 113-122.

high ecological and cultural value, these organisms are being constantly threatened by human beings, as a result of misinformation and fear of being bitten by these snakes. Hence the reduction of their populations and the fragmentation of their habitats. That is why this research focused on their global distribution patterns, presenting them in a state scale (Zacatecas). Thanks to this information, different methodologies were adopted in order to improve field work effectiveness, in which further information about their ecology, biology, uses and bite-related epidemiology could be potentially gathered. The results highlight several aspects, such as municipal diversity scale, with Sombrerete, Fresnillo and Valparaíso exhibiting the greatest number of species, as well as being some of the municipalities with highest snakebite risk. Additionally, the most widely present species in Zacatecas are *Crotalus lepidus*, *C. molossus* y *C. scutulatus*. Finally, we obtained a list containing information about their natural history, photographic material and main uses by people from all the municipalities sampled. This information set the foundations for the creation of management and conservation plans for the venomous snakes in the state of Zacatecas, Mexico.

Keywords: diversity, Mexico, Species Distribution Modeling (SDM), venomous snakes, Zacatecas.

1. INTRODUCCIÓN

México es uno de los cinco países con mayor diversidad biológica y cultural en el mundo, ya que en el territorio mexicano se concentra del 10 al 15% de las especies del planeta (Luna *et al.*, 2011). Gracias a su accidentada orografía, en este país es posible encontrar una gran variedad de ecosistemas y en consecuencia un elevado número de endemismos; sobresaliendo notoriamente los reptiles, distribuyéndose aquí aproximadamente el 44,9% de las familias de reptiles del mundo (Flores y García, 2014). Lo que lo convierte en el segundo país con mayor diversidad de reptiles, superado solamente por Australia. Algunos autores como Campbell y Lamar (2004) también hacen alusión a la elevada diversidad herpetofaunística venenosa de México, la cual está conformada por dos familias: Elapidae y Viperidae.

Por un lado, la familia Elapidae en México está representada por tres géneros: *Hydrophis* o serpientes marinas, *Micruroides* y *Micrurus* o serpientes de coral/coralillos (Neri *et al.*, 2014), estando compuesto este último género por 81 especies y que de acuerdo a Uetz (2019), 15 especies presentan distribución en México y una especie más (*Micrurus tamaulipensis*) es reportada por Lavin y Dixon (2004). Dando un total de 16 especies de serpientes de coral. Por el otro lado, en la familia Viperidae, la cantidad de géneros presentes en México es mucho mayor (*Agkistrodon*, *Atropoides*, *Bothrops*, *Bothriechis*, *Cerrophidion*, *Crotalus*, *Lachesis*, *Ophryacus*, *Porthidium* y *Sistrurus*) (Vázquez y Quintero, 2005). Siendo las víboras de cascabel del género *Crotalus*, las más abundantes en México, con 42 de 47 especies totales (Uetz, 2019).

Para este estudio, se tomaron únicamente en cuenta las especies de los géneros *Crotalus* y *Micrurus*. Géneros que se encuentran bastante bien estudiados a nivel nacional, sobre todo en el caso del primero. Sin embargo, para algunas entidades del país, los huecos de información no sólo de reptiles sino de su biodiversidad en general son bastante claros, ejemplo de esto es el estado de Zacatecas, ubicado en el centro-norte del país y nuestra área de estudio.

Por lo tanto, el principal objetivo de esta investigación fue apoyarnos de la rama de la biogeografía y con el soporte de los Sistemas de Información Geográfica (SIG), programación (RStudio y Python) y el trabajo en campo, para la determinación de los patrones de distribución de las serpientes venenosas del estado de Zacatecas, México. Logrando indagar sobre los requerimientos mínimos ecológicos para la presencia de estos organismos y, en base a esta

información determinar aquellas zonas con mayor diversidad de especies; con esto poder llevar a cabo de manera más eficiente trabajo de campo, garantizando una mayor recopilación de datos acerca de su historia natural, hábitat, información sobre los principales usos tradicionales, mitos y creencias en las distintas regiones del Estado. Finalmente, con datos de incidencias y la información anteriormente mencionada, se crearon mapas de riesgo por mordeduras de las víboras de cascabel y la serpiente de coral en Zacatecas.

2. ÁREA Y ORGANISMOS DE ESTUDIO

2.1. Zona de estudio

Zacatecas forma parte de las 32 entidades federativas que conforman la República Mexicana. Este se encuentra ubicado en la región centro-norte del país (Figura 1). Representando el 3,84% de la superficie total. Tres cuartas partes del territorio de Zacatecas, corresponden a zonas áridas y semiáridas; de las cuales el 14% ofrece condiciones favorables para la agricultura, el 78% para la ganadería y el 7% está cubierto de bosques maderables y no maderables, predominando el paisaje de terrenos rocosos, cañones profundos, sierras y llanos (SGM, 2011). En cuanto a la población, de acuerdo al último censo del (INEGI, 2017), la población total era de 1.579.209 habitantes, distribuidos en 58 municipios, siendo Fresnillo, Guadalupe y Zacatecas los más poblados.

Figura 1. Ubicación del estado de Zacatecas, México



2.2. Organismos de estudio

En Zacatecas, se distribuyen diez especies de serpientes venenosas (Figura 2), nueve especies de víbora de cascabel del género *Crotalus* (Lara-Galván *et al.*, 2019 in press): *C. aquilus*, *C. atrox*, *C. basiliscus*, *C. lepidus*, *C. molossus*, *C. polystictus*, *C. pricei*, *C. scutulatus* y *C. willardi* y una serpiente de coral: *Micrurus distans* (Ahuamada-Carrillo *et al.*, 2012).

Figura 2. Serpientes venenosas con distribución en el estado de Zacatecas, México

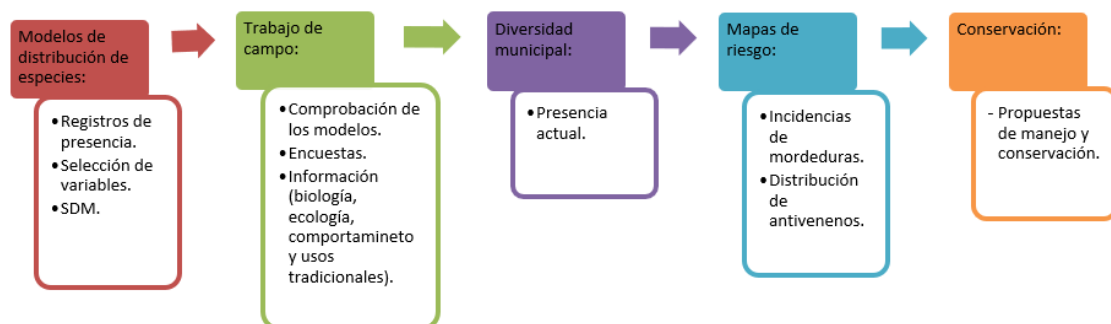


- 1) *Crotalus aquilus*, 2) *C. atrox*, 3) *C. basiliscus*, 4) *C. lepidus*, 5) *C. molossus*, 6) *C. polystictus*,
 7) *C. pricei*, 8) *C. scutulatus*, 9) *C. willardi* y 10) *Micrurus distans*

3. FLUJO DE TRABAJO

A continuación, se muestra el flujo de trabajo (Figura 3) en el que se desglosan las distintas etapas realizadas para la realización de este proyecto.

Figura 3. Etapas necesarias para cumplir con los objetivos de la investigación



3.1. Modelos de distribución de especies

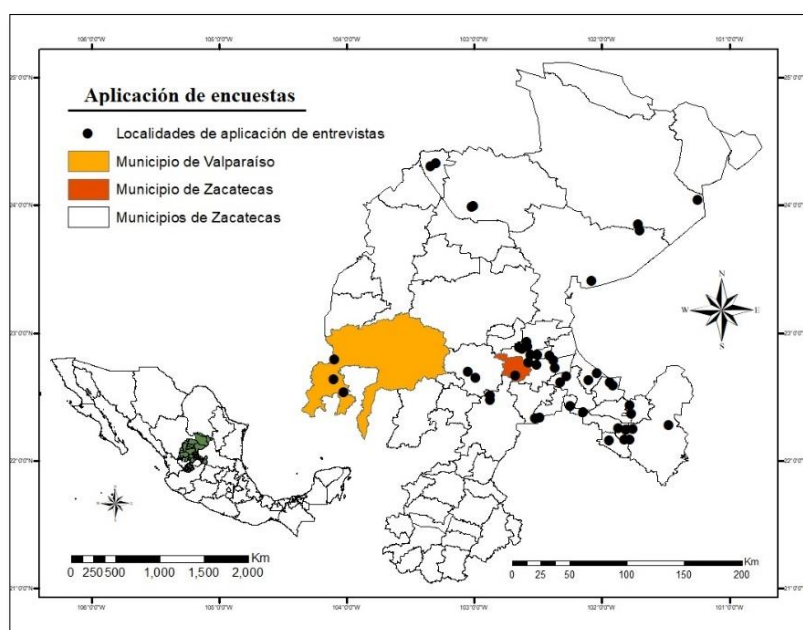
Para la obtención de registros de presencia de las especies anteriormente mencionadas, se consultaron distintas fuentes de información como la REMIB-CONABIO

(<http://www.conabio.gob.mx>), GBIF (<https://www.gbif.org>) y VertNet (<http://vertnet.org>). Además, se realizó la consulta de literatura especializada y se utilizaron registros propios de recolecta. Por otra parte, las variables usadas en los modelos fueron obtenidas de Worldclim, CONABIO, INEGI y el CEC, las cuales fueron procesadas con ayuda de ArcGIS 10.5, QGIS 2.18.14 y de R 3.5.0. Finalmente, los modelos de distribución fueron elaborados mediante el paquete *sdm: species distribution modelling* en su versión 1.0.46, implementado en la interfaz de RStudio, dicho paquete ensambla y evalúa modelos construidos con 15 algoritmos: BIOCLIM, BIOCLIM.DISMO, BRT, CART, FDA, GAM, GLM, GLMNET, MARS, MAXENT, MAXLIKE, MDF, RF, RPART y SVM; generando así la distribución potencial en espacio y tiempo de estas especies (Naimi y Araújo 2016).

3.2. Trabajo de campo

Con base en los modelos de distribución potencial, se seleccionaron dos localidades por municipio, o tres en el caso de Pinos, Loreto y Valparaíso, realizando trabajo de campo en un total de 48 localidades repartidas en 22 municipios del Estado (Figura 4). Estos últimos fueron seleccionados al azar, tratando de cubrir varias regiones de Zacatecas. El trabajo de campo para la verificación de presencia de estas especies se realizó en las áreas colindantes a las localidades elegidas. Con la finalidad de recabar mayor información sobre estos organismos, se aplicaron entrevistas de forma aleatoria a cinco personas por localidad, tomando datos propios de los ejemplares, del clima y el hábitat ocupado, así como los principales usos tradicionales de las que son objeto.

Figura 4. Localización de las zonas donde se llevó a cabo el trabajo de campo para la verificación de los mapas de distribución y la aplicación de las entrevistas



3.3. Diversidad a escala municipal

Para determinar la diversidad de serpientes venenosas a nivel municipal, se utilizaron los registros de presencia disponibles en literatura y aquellos encontrados durante la verificación de los mapas, elaborando un listado de las especies presentes en cada municipio.

3.4. Mapas de riesgo

Los mapas de riesgo se generaron con ayuda de la librería INLA, para una serie espacio-temporal del 2007-2017, a partir de los casos de mordedura proporcionados por la SSZ y las variables de estudio como la población por municipio, diversidad de especies, uso de suelo y vegetación, precipitación, temperatura máxima y mínima, altitud e influencia humana.

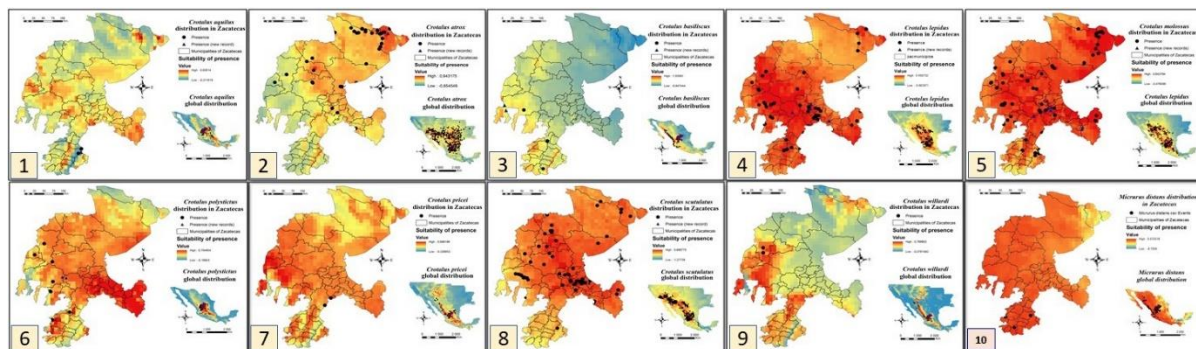
3.5. Propuestas de manejo y conservación

Finalmente, con toda la información recopilada, se presenta la información de manera gráfica para el conocimiento de la población en general, además se enuncian recomendaciones acerca del manejo, la prevención de accidentes ofídicos y la continuación del estudio de estos organismos y con ello, garantizar su conservación en el Zacatecas y el resto del país.

4. RESULTADOS

En la figura 5, se muestran los mapas de distribución de las serpientes venenosas de Zacatecas, indicando la presencia actual, nuevos registros y su distribución potencial. Los registros de ocurrencia obtenidos durante la recopilación de la información y que fueron utilizados para la construcción de los modelos, se señalan en forma de puntos, los nuevos registros en triángulo y la distribución potencial en una gama de colores que va del azul, pasando por el amarillo, hasta el rojo, siendo respectivamente los tonos de menor a mayor idoneidad de presencia predicha de cada especie.

Figura 5. Mapas de la distribución de las serpientes venenosas de Zacatecas, México



- 1) *Crotalus aquilus*, 2) *C. atrox*, 3) *C. basiliscus*, 4) *C. lepidus*, 5) *C. molossus*, 6) *C. polystictus*,
7) *C. pricei*, 8) *C. scutulatus*, 9) *C. willardi* y 10) *Micrurus distans*.

En cuanto a la diversidad a escala municipal, se contó con registros de ocurrencia en 39 municipios, dentro de los cuales Sombrerete, con seis especies, es el más diverso; seguido de Fresnillo y Valparaíso con cinco especies distintas. Las especies de víboras de cascabel con mayor presencia fueron *Crotalus lepidus*, *C. molossus* y *C. scutulatus*. Por otro lado, *Micrurus distans* solo está presente en tres municipios (Benito Juárez, Mezquital del Oro y Nochistlán de Mejía), dicha información se presenta en la tabla 1. A pesar de haber encontrado registros solamente para casi el 70% de los municipios, no se descarta la posibilidad de encontrar estos organismos en el resto del Estado.

Tabla 1. Presencia a nivel municipal de las serpientes venenosas en Zacatecas, México

Municipios	Ca	Cax	Cb	Cl	Cm	Cp	Cpr	Cs	Cw	Md	Et
Apozol											-
Apulco											-
Atolinga						X					1
Benito Juárez										X	1
Calera de Víctor Rosales								X			1
Cañitas de Felipe Pescador				X	X						2
Concepción del Oro		X		X	X			X			4
Cuahtémoc				X							1
Chalchihuites		X		X	X	X					4
El Plateado de Joaquín Amaro			X	X	X	X					4
El Salvador											-
Fresnillo		X		X	X	X		X			5
Genaro Codina				X	X		X	X			4
Gral. Enrique Estrada											-
Gral. Fco. R. Murguía		X						X			2
Gral. Pánfilo Natera								X			1
Guadalupe		X		X	X			X			4
Huanusco	X			X	X						3
Jalpa	X			X	X						3
Jerez				X							1
Jiménez del Téul				X	X						2
Juan Aldama											-
Juchipila											-
Loreto		X									1
Luis Moya				X							1
Mazapil		X		X	X			X			4
Melchor Ocampo		X			X			X			3
Mezquital del Oro										X	1
Miguel Auza											-
Momax											-
Monte Escobedo				X	X	X		X			4
Morelos					X			X			2
Moyahua de Estrada			X								1
Nochistlán de Mejía	X				X			X		X	4
Noria de Ángeles											-
Ojocaliente		X		X				X			3
Pánuco					X			X			2
Pinos				X	X			X			3
Río Grande		X						X			2
Santa María de la Paz											-
Sain Alto					X			X			2
Sombrerete		X		X	X	X		X	X		6
Susticacán											-
Tabasco											-
Tepechitlán											-
Tepetongo											-
Teúl de Glez. Ortega											-
Tlaltenago de Sánchez Román				X	X						2
Trancoso				X				X			2
Trinidad García de la Cadena											-
Valparaíso			X	X	X	X		X			5
Vetagrande				X							1
Villa de Cos		X			X			X			3
Villa García											-
Villa Glez. Ortega											-
Villa Hidalgo											-
Villanueva					X		X	X			3
Zacatecas				X	X			X			3
Municipios que presentan esta especie	3	12	3	23	24	7	2	23	1	3	39

Crotalus aquilus (Ca), *C. atrox* (Cax), *C. basiliscus* (Cb), *C. lepidus* (Cl), *C. molossus* (Cm), *C. polystictus* (Cp), *C. pricei* (Cpr), *C. scutulatus* (Cs), *C. willardi* (Cw), *Micrurus distans* (Md) y Especies totales (Et).

En cuanto a la información recopilada durante el trabajo de campo y la aplicación de las encuestas, en la figura 6, se pueden apreciar las horas, época del año y hábitat preferencial de las víboras de cascabel, así como los principales usos: Alimento y medicina de estas mismas. Además, se cuenta con un recopilado de los principales mitos y creencias que se tienen acerca de estos grupos de reptiles (Figura 7).

Figura 6. Sitios, época y hora aproximada de avistamiento de las víboras de cascabel en las distintas localidades de Zacatecas, México

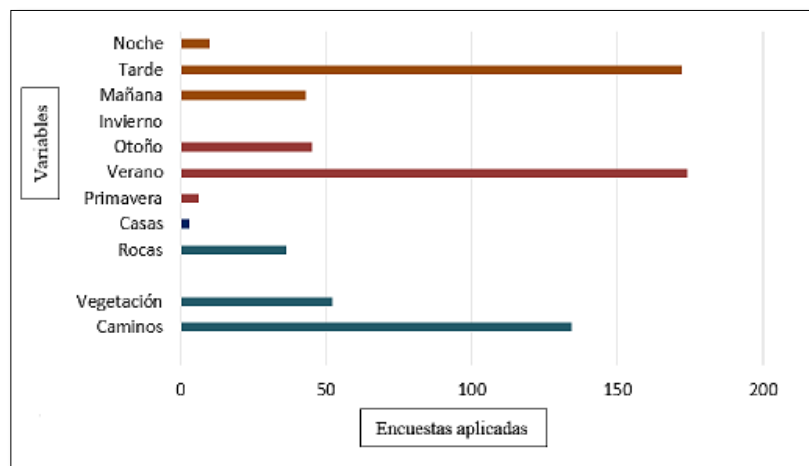
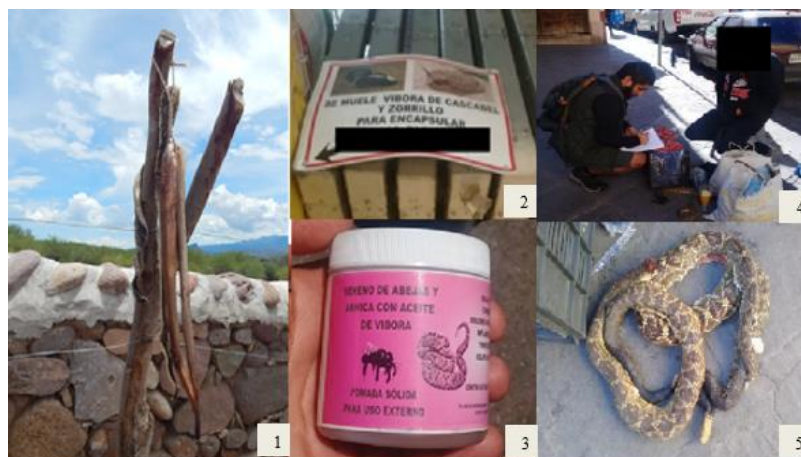


Figura 7. Principales usos tradicionales de las víboras de cascabel por parte de los pobladores de Zacatecas



- 1) Secado de carne para su consumo como alimento; 2 y 3) consumo medicinal en cápsula y ungüento; 4) Entrevista a un cazador de cascabeles; 5) Venta de un ejemplar de cascabel de cola negra (*Crotalus molossus*)

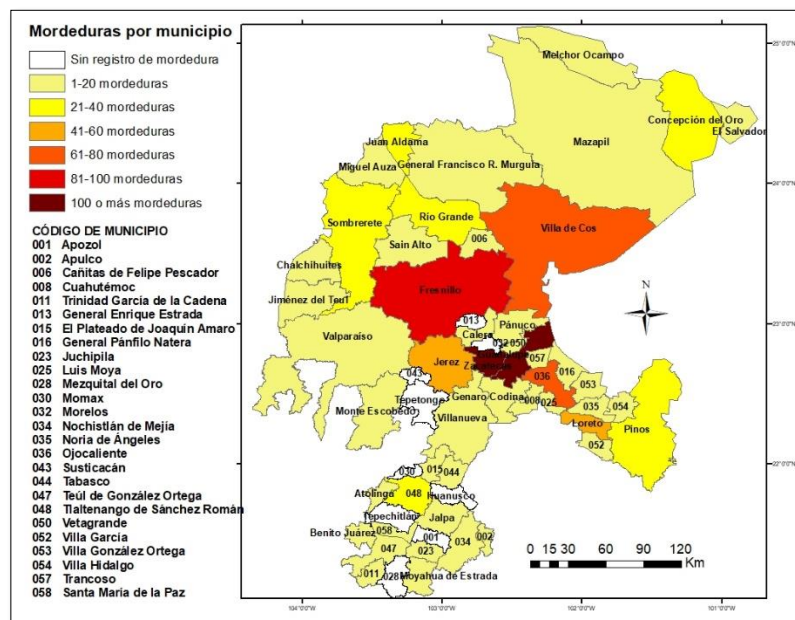
Acerca de los distintos usos tradicionales de los que son parte las serpientes se enlistan varios, como la utilización de su carne como alimento o su consumo en forma de cápsulas y ungüentos medicinales, a manera de información adicional los distintos pobladores otorgaron una serie de mitos, creencias populares y relatos relacionados con los ofidios venenosos de Zacatecas (Figura 8).

Figura 8. Encuestas en las distintas localidades del estado (izquierda) y técnica para la diferenciación entre una falsa y verdadera coral (derecha)



Referente a la epidemiología que involucra a estos organismos, los Servicios de Salud de Zacatecas (SSZ), proporcionaron una base de datos con las incidencias ocurridas en la entidad en una serie temporal comprendida entre el 2007-2017. Teniendo un total de 936 casos de mordeduras, donde el grupo de edad de 25 a 44, y el género masculino son los de mayor afección. En la figura 9 es posible observar la distribución de estos accidentes ofídicos a escala municipal, donde Guadalupe y Zacatecas son los que mayor número de casos reportaron.

Figura 9. Distribución de los casos de mordeduras reportados por los Servicios de Salud de Zacatecas (SSZ) a escala municipal



5. CONCLUSIONES

Este trabajo representa un acercamiento al conocimiento de las serpientes venenosas en Zacatecas, México. Se muestran sus registros de ocurrencia y se infieren las zonas de mayor diversidad, mostrando también las zonas potenciales para la distribución de las mismas. Esta

información se traduce en un acercamiento al conocimiento local, percepción y usos tradicionales que se tiene sobre estos reptiles en el Estado y se demuestra como la biogeografía es una materia de gran importancia en la conservación de especies, ya que a partir de la determinación de los patrones de distribución los organismos en estudio, fue posible obtener más datos sobre su biología. Además, se proporciona información de importancia en la gestión y prevención de accidentes ofídicos. Se alienta a redoblar esfuerzos de muestreo, sobre todo para aquellas especies cuya distribución es relativamente poco conocida en Zacatecas y se sugiere hacer el uso correcto de esta información para la creación de planes de manejo que garanticen la preservación de las víboras de cascabel en Zacatecas.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para el estudio del postgrado del cual deriva parte de esta investigación. Al Colegio de Postgraduados, Campus San Luis Potosí. La Universidad de Évora y la Universidad Pública de Navarra, así como su cuerpo docente por el préstamo de sus instalaciones y herramientas indispensables en el desarrollo durante el estudio. Finalmente, el primer autor agradece a todas las personas que prestaron su apoyo en el trabajo de campo, la recopilación de datos y la estructuración de esta investigación, así como a todas aquellas personas en las distintas localidades de Zacatecas que proporcionaron información relacionada a las serpientes venenosas y con ello enriquecer este proyecto de vida.

REFERENCIAS

- Ahumada-Carrillo, I.T.; Vázquez-Huizar, O.; Vázquez-Díaz, J.; García-Vázquez, U.O. (2011). Noteworthy records of amphibians and reptiles from Mexico. *Herpetological Review*, 42(2): 397-398.
- Campbell, J.; Lamar, W. (Eds.) (2004). *The Venomous Reptiles of the Western Hemisphere*. Comstock: Cornell University Press. [doi:10.1016/j.trstmh.2004.12.001](https://doi.org/10.1016/j.trstmh.2004.12.001)
- Flores-Villela, O.; García-Vázquez, U.O. (2014). Biodiversidad de reptiles en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(SUPPL.): 467-475. [doi:10.7550/rmb.43236](https://doi.org/10.7550/rmb.43236)
- INEGI (2017). *Anuario Estadístico y Geográfico de Zacatecas 2017*.
- Lara-Galván, J.L.; Martínez-Montoya, J.F.; Sigala-Rodríguez, J.J.; Esparza-Estrada, C.E.; Rosas-Rosas, O.C.; Ávila-Herrera, L.; Barbosa, A.M. (2018). *Distribución y diversidad de las víboras de cascabel (Crotalus spp.) en Zacatecas, México*.
- Lavin-Murcio, P.A.; Dixon, J.R. (2004). A new species of coral snake (Serpentes, Elapidae) from the Sierra de Tamaulipas, Mexico. *Journal of Herpetology*, 3(1): 3. [doi:10.11606/issn.2316-9079.v3i1p3-7](https://doi.org/10.11606/issn.2316-9079.v3i1p3-7)
- Luna, P.R.; Castañon, B.A.; Raz, G.A. (2011). La biodiversidad en México su conservación y las colecciones biológicas. *Ciencias*, (101): 36-43.
- Naimi, B.; Araújo, M. (2016). Sdm: A reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. *Ecography*, 39(4): 368-375. [doi:10.1111/ecog.01881](https://doi.org/10.1111/ecog.01881)
- Neri-Castro, E.E.; Bénar-Valle, M.; Alagón-Cano, A. (2014). Reptiles venenosos en México. *Revista Digital Universitaria*, 15(11): 1-8.
- SGM (2011). *Panorama Minero del estado de Zacatecas*.
- Uetz, P.; Hošek J. (2018). The Reptile Database. <http://www.reptile-database.org>
- Vázquez-Díaz, J.; Quintero-Díaz, G.E. (2005). *Anfibios y Reptiles de Aguascalientes*. México: CONABIO; CIEMA, A.C.

INFORMACIÓN AMBIENTAL DETALLADA Y APLICACIONES CARTOGRÁFICAS EN EL PROCESO DE CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DEL HÁBITAT DE UNA ESPECIE AMENAZADA: *Helianthemum caput-felis* Boiss

Juan Antonio Marco Molina, Pablo Giménez Font,
Ascensión Padilla Blanco y Ángel Sánchez Pardo

MedSPai. Dpto. Análisis Geográfico Regional y Geografía Física-CIBIO.
ja.marco@ua.es; pablo.Gimenez@ua.es; ma.padilla@ua.es; a.sanchez@ua.es

RESUMEN

Se presenta una aportación metodológica, sobre un caso aplicado, para el estudio de las afecciones y la propuesta de restauración del hábitat del taxon *Helianthemum caput-felis* Boiss. en un área concreta del litoral de la provincia de Alicante (Cala de La Mosca, Orihuela). *H. caput-felis* es una especie endémica del Mediterráneo Occidental y catalogada como En Peligro (EN) por la UICN, sobre la que el grupo de investigación MedSPai de la Universidad de Alicante lleva trabajando desde 2006.

El trabajo parte de la necesidad de obtener una cartografía suficientemente detallada de la distribución de la especie, mediante la utilización de GPS de alta precisión, en distintos años: 2006, 2007, 2013, 2017 y la revisión selectiva que se realizó en 2018. Esta información ha permitido un seguimiento exhaustivo de la dinámica de las poblaciones -fundamentalmente extinciones- y la detección de problemas y afecciones actuales: áreas con problemas de erosión, consecuencias del crecimiento de especies exóticas e invasoras, afección por pisoteo y movimientos de tierra. Se ha realizado una zonación y un posterior análisis espacial, con una matriz de relaciones, con la finalidad de obtener una síntesis cartográfica sobre la que se basan una serie de propuestas de actuación, unas con carácter general y otras más detalladas sobre alguno de los aspectos descritos.

Palabras clave: cartografía corológica, flora endémica y amenazada, *Helianthemum caput-felis* Boiss., infraestructura verde.

ABSTRACT

A methodological contribution is presented, on an applied case, for the study of the conditions and the proposal of restoration of the habitat of the *Helianthemum caput-felis* Boiss taxon. in a specific area of the coast of the province of Alicante (Cala de La Mosca, Orihuela). *H. caput-felis* is an endemic species of the Western Mediterranean and cataloged as Endangered (EN) by IUCN, on which the MedSPai research group of the University of Alicante has been working since 2006.

The work starts from the need to obtain a sufficiently detailed cartography of the distribution of the species, through the use of high precision GPS, in different years: 2006, 2007, 2013, 2017 and the selective review that was carried out in 2018. This information has allowed an exhaustive monitoring of population dynamics -fundamentally extinctions- and the detection of current problems and conditions: areas with erosion problems, consequences of the growth of

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Marco Molina, J.A.; Giménez Font, P.; Padilla Blanco, A.; Sánchez Pardo, A. (2020). Información ambiental detallada y aplicaciones cartográficas en el proceso de conservación y restauración del hábitat de una especie amenazada: *Helianthemum caput-felis* Boiss. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 123-132.

exotic and invasive species, trampling effects and earthworks. A zoning and a subsequent spatial analysis have been carried out, with a matrix of relationships, in order to obtain a cartographic synthesis on which a series of action proposals are based, some in general and others more detailed on some of the aspects described.

Keywords: chorological mapping, endemic and threatened flora, *Helianthemum caput-felis* Boiss., green infrastructure.

1. INTRODUCCIÓN

El grupo de investigación de la Universidad de Alicante MedSPai (Medio, Sociedad y Paisaje) inició el análisis de las poblaciones de *Helianthemum caput-felis* Boiss en el litoral sur de Alicante en el año 2006 (Marco *et al.*, 2006). Desde esta fecha y hasta la actualidad, se han realizado diversas campañas durante los años 2007 y 2013 en el sector de Cala de La Mosca (Giménez *et al.*, 2008; Marco *et al.*, 2007, 2008, 2011, 2012, 2014, 2016; Padilla *et al.*, 2014, 2016; Zaragoza *et al.*, 2010). Gracias a estos censos y al proporcionado por la Conselleria d'Agricultura, Desenvolupament Rural, Emergència Climàtica i Transició Ecològica en marzo de 2017, se pudo realizar un seguimiento de la evolución de la población de jarilla cabeza de gato en esta zona en 2018 (Padilla *et al.*, 2019).

Helianthemum caput-felis Boiss., conocida popularmente como jarilla cabeza de gato o setge cap de gat, es un caméfito sufruticoso que no supera los 40 cm de altura (Laguna *et al.*, 1998; Mateo y Crespo, 2003: 96; Servei de Vida Silvestre, 2006; Banco de Datos de la Biodiversidad de la Generalitat Valenciana).

El interés de MedSPai por conocer el área de distribución y dinámica de las poblaciones de esta especie vegetal radica en su grado de endemidad (Mediterráneo occidental), en los procesos de alteración de su hábitat, fundamentalmente de origen antrópico, y en su acelerado declive. Todas estas circunstancias han determinado que sea objeto de un elevado grado de protección a diversas escalas y que se considere En Peligro (EN) según criterios de la UICN (Moreno *et al.*, 2008; Bañares *et al.*, 2010; Aguilera *et al.*, 2010; Agulló *et al.*, 2013).

La investigación desarrollada en esta comunicación es parte del proyecto de restauración vegetal redactado por el grupo MedSPai en 2018 y que fue requerido por la Conselleria d'Agricultura, Desenvolupament Rural, Emergència Climàtica i Transició Ecològica en la Declaración de Impacto Ambiental (DIA) del Estudio de Impacto Ambiental (EIA) de la Modificación del proyecto de urbanización UE-2 del Sector D-1 "Alameda del Mar" del PGOU de Orihuela (Alicante).

La vinculación del grupo de investigación con el proyecto de urbanización de esta zona del litoral alicantino comienza en 2007. En ese año se iniciaron las primeras obras de ejecución del Sector UE-2, apertura de viales, que fueron paralizadas por el Servicio de Protección de la Naturaleza de la Guardia Civil (SEPRONA) debido a la eliminación de ejemplares de *Helianthemum caput-felis* y a la destrucción de su hábitat. MedSPai colaboró con la consultora Cota Ambiental S.L., a petición de la empresa constructora, para elaborar un informe de valoración de los daños provocados y de propuesta de medidas de conservación.

En el año 2013, tras la resolución de la Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient de iniciar el proceso de evaluación de impacto ambiental del proyecto de urbanización de Cala de La Mosca, MedSPai volvió a ser contratado para realizar el seguimiento de las poblaciones de jarilla cabeza de gato.

Con fecha de mayo de 2018 se emite la DIA del EIA de la Modificación del proyecto de urbanización UE-2 del Sector D-1 “Alameda del Mar” del PGOU de Orihuela (Alicante) con expediente de Conselleria número 76/17-AIA. MedSPai es de nuevo contratado por la empresa constructora, Playa Salvaje S.L., para realizar los informes vinculados a los puntos 4.6.3) y 4.7) de la DIA: estudio para la protección de *Helianthemum caput-felis* y *Tudorella mauretanicum* y de sus hábitats debido al acceso a las calas y playas y a los equipamientos para evitar el impacto negativo del pisoteo, así como la elaboración de una propuesta cartográfica de sendas y restauración vegetal. Para poder realizar estos informes, se contó con toda la información corológica elaborada por MedSPai desde 2006 y con la aportada por Conselleria en 2017. Además, se volvieron a tomar datos en mayo de 2018 de los ejemplares de *Helianthemum caput-felis* en las zonas donde se proponía realizar las sendas que conectarán el vial peatonal-ciclista y los accesos a las playas y cala con el fin de que ninguna planta de jarilla cabeza de gato ni su hábitat fueran esquilados.

Para la redacción del informe de restauración se elaboró una cartografía detallada de los impactos observados en la Cala de La Mosca que permitieron valorar el estado del hábitat y de la especie vegetal, además de realizar propuestas de actuación para su mejora y estabilidad de las poblaciones.

2. METODOLOGÍA Y MATERIAL

La Cala de la Mosca se localiza en el litoral del municipio de Orihuela, provincia de Alicante (Mapa 1). Se trata de una formación de costa acantilada media constituida por una costra calcárea de algo más de un metro de espesor que recubre limos y arcillas rojas (Matarredona *et al.*, 2006). La parcela urbana UE-2 del Sector D-1 “Alameda del Mar” es la única zona sin urbanizar del litoral oriolano y de las pocas de toda la provincia de Alicante. Por este motivo y por la importancia ecológica y florística de *Helianthemum caput-felis*, es fundamental la recopilación de información ambiental detallada en la zona de estudio.

Los censos de jarilla cabeza de gato han sido elaborados por MedSPai a partir de la toma de datos con GPS submétrico y subdecimétrico y corrección en postproceso (GeoXT y GeoXH de Trimble) en los años 2006, 2007, 2013 y 2018 y de los proporcionados por la Conselleria de marzo de 2017. La recogida de información por el equipo de investigación ha sido puntual, cada ejemplar, y poligonal, cuando la densidad de la cobertura era importante. En el segundo caso, se realizaba el recuento de plantas existentes dentro de cada polígono.

Con base en la información más reciente (2013, 2017 y 2018) se ha procedido al diseño de los polígonos de distribución de *Helianthemum caput-felis* en el ámbito de la DIA que han sido considerados áreas de referencia para la localización de las actuaciones analizadas y la aplicación de medidas cautelares. A partir de esos polígonos de distribución, se han fotointerpretado y delimitado áreas (Plan Nacional de Ortofotografía Nacional, PNOA 2017) con un planteamiento de actuación diferente según el problema o los problemas que haya en cada una de ellas: pisoteo y apelmazamiento, erosión, presencia de especies exóticas e invasoras y análisis retrospectivo para definir las áreas en las que se ha producido la extinción de la planta. Esta última capa se ha obtenido de los censos realizados desde 2006 y de las ortofotos disponibles en Google Earth (2007, 2011, 2015 y 2017) para observar los cambios en los usos y coberturas del suelo. A las cuatro situaciones mencionadas, que en algún área se podrían superponer en su totalidad, se contraponen aquellas en las que la única característica es la presencia de las especies y sus hábitats en condiciones aceptables o, al menos, en las que mejor se han conservado los hábitats y sus poblaciones.

Mapa 1. Localización del área de estudio



La superposición de estas capas ha permitido un análisis espacial en el que cada impacto o afección tiene asignada una serie de propuestas de actuación que han sido resumidas en una tabla y, a su vez, plasmadas cartográficamente en varios mapas temáticos: conservación y mantenimiento de hábitats, erradicación de exóticas e invasoras, replantación, descompactación y minimización de problemas de erosión.

El análisis espacial del cruce de los impactos, las afecciones y las actuaciones se ha representado en un mapa de síntesis que es fundamental para la restauración y conservación de *Helianthemum caput-felis* en la parcela urbana UE-2 del Sector D-1 “Alameda del Mar” de Orihuela.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Afecciones e impactos

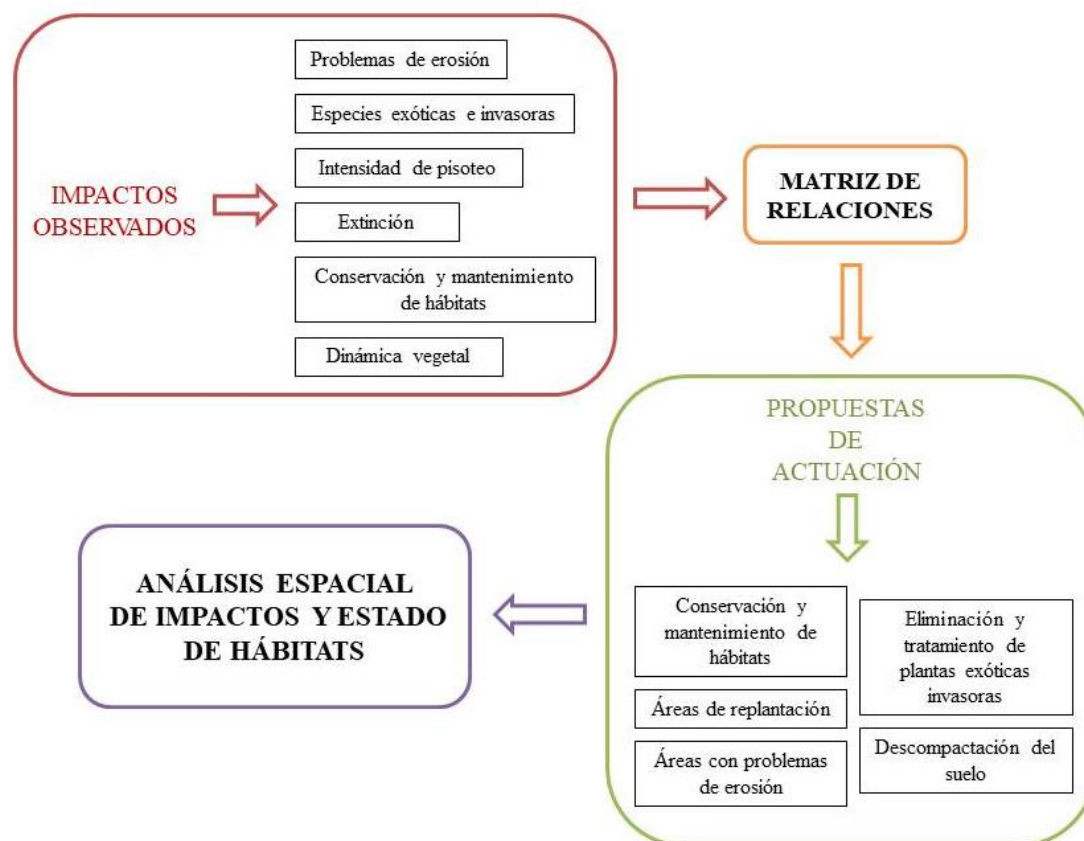
El trabajo de campo de años anteriores y la revisión del 2018 junto a la fotointerpretación del PNOA 2017 han sido esenciales para definir las afecciones observadas en el área de estudio (Figura 1). Dicha información ha sido plasmada en varios mapas temáticos con el fin de poder cruzarlos y obtener los sectores con una mayor problemática y definir, de este modo, las zonas prioritarias de restauración y conservación.

Se han agrupado en cinco grandes grupos:

- *Áreas con problemas de erosión*: la apertura de viales en 2007 eliminó la cobertura vegetal y concentró el pisoteo en estas zonas en las que se favoreció la erosión laminar, aparición de surcos e, incluso, regueros de importancia.

- *Afección de especies exóticas e invasoras*: en las inmediaciones de las urbanizaciones desde los jardines o por el vertido de restos de podas, escombros y residuos que favorecen la colonización de nitrófilas y ruderales invasoras.
- *Afección por pisoteo*: tránsito de personas, animales domésticos, bicicletas y vehículos de motor es constante durante todo el año.
- *Análisis retrospectivo de impactos y extinciones*: observados desde 2007, se han representado las áreas de mayor pérdida de ejemplares, consideradas como prioritarias para la recuperación de *Helianthemum caput-felis*
- *Detección de sectores que requieren la conservación y mantenimiento del hábitat y de la especie vegetal*: acantilados con vegetación de las costas mediterráneas con *Limonium* spp. endémicos, *Crithmo-Helichrysetum decumbentis* (Código Natura 2000: 1240), matorrales termomediterráneos y pre-estépicos, *Sideritido littoralis-Helianthemum capiti-felicis* y *Chamaeropo-Rhamnetum lycioidis* (Código Natura 2000: 5330), estepas salinas mediterráneas *Limonio caesi-Lygeetum sparti* (Código Natura 2000 1520), albardinar halófilo y zonas subestépicas de gramíneas y anuales del *Thero-Brachypodietea* (Código Natura 2000 6220).

Figura 1. Gestión de la información ambiental detallada y aplicación cartográfica



3.2. Análisis espacial y zonación

Cada una de las afecciones señaladas y descritas anteriormente tiene asignada una serie de propuestas de actuación. Las relaciones existentes entre ambas se resumen en la tabla 1. Las afecciones y propuestas han sido categorizados en tipos numerados del 0 al 5. De todas ellas,

se han considerado como prioritarias el tipo 0 (conservación y mantenimiento del hábitat), tipo 1 (áreas de replantación), tipo 2 (problemas de erosión) y el tipo 5 (dinámica vegetal). El resto de acciones se superponen a estas prioritarias.

Tabla 1. Matriz de relaciones

Tipo	Descripción
Tipo 0	Conservación y mantenimiento de hábitats
Tipo 0+3	Conservación y mantenimiento de hábitats + Erradicación de exóticas e invasoras
Tipo 1	Áreas de replantación
Tipo 1+2	Áreas de replantación + Problemas de erosión
Tipo 1+2+3	Áreas de replantación + Problemas de erosión + Erradicación de exóticas e invasoras
Tipo 1+3	Áreas de replantación + Erradicación de exóticas e invasoras
Tipo 1+5	Áreas de replantación + Dinámica vegetal
Tipo2	Problemas de erosión
Tipo 2+3	Problemas de erosión + Erradicación de exóticas e invasoras
Tipo 2+3+4	Problemas de erosión + Erradicación de exóticas e invasoras + Descompactación
Tipo 2+3+5	Problemas de erosión + Erradicación de exóticas e invasoras + Dinámica vegetal
Tipo 2+4	Problemas de erosión + Descompactación
Tipo 2+5	Problemas de erosión + Dinámica vegetal
Tipo 3+4	Erradicación de exóticas e invasoras + Descompactación
Tipo 3+5	Erradicación de exóticas e invasoras + Dinámica vegetal
Tipo 4	Descompactación
Tipo 5	Dinámica vegetal

3.3. Propuestas de actuación

Con el propósito de incrementar la superficie de áreas potenciales de desarrollo de la jarilla cabeza de gato, se han reconocido varias áreas en donde los criterios de viabilidad de restauración se fundamentan en la existencia en pasado reciente de elementos y hábitats más complejos de *Helianthemum caput-felis*. Con el fin de conseguir la mejora del estado actual de los hábitats y de la especie prioritaria recogida en el DIA, se han planteado unas propuestas generales y otras específicas que se indican a continuación.

3.3.1. Propuestas generales

En toda la zona es necesaria limpieza y retirada selectiva de escombros, basuras, inertes urbanos, restos orgánicos, etc., así como la eliminación de especies exóticas e invasoras. Debido a la elevada nitrificación del suelo por acumulación de deyecciones de animales domésticos se ha propuesto la construcción de un parque canino en alguna de las zonas verdes o equipamientos fuera del ámbito de protección. Los jardines de la futura urbanización deben evitar la presencia de especies catalogadas como exóticas y/o invasoras, según la legislación vigente.

En la revisión de las poblaciones realizada en junio de 2018, se localizaron dos nuevos ejemplares al sur del sector donde está proyectado un aparcamiento. Para evitar su eliminación, se propone su traslocación a una zona de control de erosión. Se reforzará la protección ya existente a *Helianthemum caput-felis* con la ampliación de la superficie de la actual microrreserva de flora declarada en la franja costera con límite en el deslinde del dominio público marítimo terrestre (DMPT). A la superficie actual de 2,95 ha se sumaría todo el ámbito analizado, pasando a tener un área de 11,15 ha.

Por último, es obligatorio plantear acciones de concienciación y sensibilización de la población local y turistas sobre el valor ambiental intrínseco del área: instalación de carteles informativos y la prohibición explícita de tránsito y acceso.

3.3.2. Propuestas específicas

Este grupo de propuestas han sido acordadas por el grupo de investigación tras el análisis de cada uno de los impactos (Figura 1): propuestas de conservación y mantenimiento de hábitats (no realizar ninguna actuación y favorecer la dinámica vegetal), propuestas en áreas de replantación (reintroducción de jarilla cabeza de gato con plantaciones para reforzar las subpoblaciones y medidas complementarias en las zonas afectadas por procesos erosivos o con presencia de plantas exóticas e invasoras), propuestas para áreas con problemas de erosión (según la intensidad de los procesos erosivos se plantea la construcción de muretes de piedra seca o disposición perpendicular al sentido de la pendiente de maderos o tablachos a modo de escalones), eliminación y tratamiento de plantas exóticas invasoras (erradicación de todas ellas basadas en las medidas propuestas en la legislación nacional y autonómica), tareas de descompactación del suelo (de manera selectiva y localizada con el fin de favorecer la aireación del subsuelo e incrementar la infiltración del agua en caso de que el proceso de la dinámica vegetal no sea el esperado).

4. CONCLUSIONES

Todo este conjunto de datos, sometidos a un proceso de análisis espacial, da como resultado una capa en la que se sintetiza toda esta información (Mapa 2) y de la cual se obtiene una zonación básica para realizar las oportunas propuestas de actuación.

Con ellas se ha planteado un análisis espacial del que resultan áreas en las que cada uno de los impactos merecería una actuación tendente a la restauración, de manera que, aplicando un criterio jerárquico de mayor a menor relevancia para las actuaciones futuras se pueden diferenciar:

- Áreas de conservación y mantenimiento de hábitats.
- Áreas de extinción de *Helianthemum captu-felis* en las que es necesaria su replantación o reintroducción.
- Áreas de pisoteo en las que se propone la descompactación.
- Áreas de erosión donde se aplicarán medidas generales de lucha contra la pérdida de suelo y substrato.
- Áreas con presencia de especies exóticas e invasoras en las que se llevarán a cabo actuaciones de erradicación y eliminación.

Mapa 2. Análisis espacial de impactos y estado de hábitats



Gracias a un trabajo de campo detallado apoyado por el uso de GPS de alta precisión se ha podido obtener una información ambiental y cartografía rigurosa para realizar un análisis, diagnóstico y prognosis del estado de los hábitats y de la especie *Helianthemum captu-felis*, así como para proponer medidas de conservación y restauración a escala de planeamiento. Se pone de manifiesto, por tanto, la importancia de esta metodología y de su aplicabilidad.

REFERENCIAS

- Aguilella, A.; Fos, S.; Laguna, E. (Eds.) (2010). *Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas*. Valencia: Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge, Generalitat Valenciana.
- Agulló, J.C.; Juan, A.; Alonso, M.A.; Crespo, M.B. (2013). *Helianthemum caput-felis*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2013* (e.T162013A5530070). Retrieved from <https://www.iucnredlist.org/species/162013/5530070>.
- Banco de Datos de la Naturaleza (2020). Madrid: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/>
- Bañares, A.; Blanca, G.; Güemes, J.; Moreno, J.C.; Ortiz, S. (Eds.) (2010). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Adenda 2010*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Dirección General de Medio Natural y Política Forestal; Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas: Tragsatec. https://floresdeordesa.files.wordpress.com/2014/04/afa_adenda_2010.pdf
- DOGV (2009). Decreto 213/2009, de 20 de noviembre, del Consell, por el que se aprueban medidas para el control de especies exóticas invasoras en la Comunitat Valenciana. *Diario Oficial de la Generalitat Valenciana*, 6151: 42326-42332 (24 de noviembre de 2009). <https://www.dogv.gva.es/es/eli/es-vc/d/2009/11/20/213/>
- Giménez, P.; Padilla, A.; Sánchez, A.; Marco, J.A. (2008). Integración de una cartografía corológica a escala de detalle mediante GPS en el proceso urbanizador: *Helianthemum caput-felis* Boiss. en el litoral sur de Alicante (España). *La perspectiva geográfica ante los retos de la sociedad y el medioambiente en el contexto ibérico*. XI Coloquio Ibérico de Geografía. Alcalá de Henares: Asociación de Geógrafos Españoles; Universidad de Alcalá de Henares: 1-15. [doi:10.13140/RG.2.1.1951.0885](https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1951.0885)
- Laguna, E.; Crespo, M.B.; Mateo, G.; López, S.; Fabregat, C.; Serra, L.; Herrero-Borgoñón, J.J.; Carretero, J.L.; Aguilera, A.; Figuerola, A. (1998). *Flora endémica, rara o amenazada de la Comunidad Valenciana*. Valencia: Generalitat Valenciana, Conselleria de Medio Ambiente.
- Marco, J.A.; Padilla, A.; Sánchez, A.; Giménez, P. (2006). *Helianthemum caput-felis* Boiss. entre Punta Prima y Cabo Roig (Litoral surallicantino). En: Giménez, P.; Marco, J.A.; Matarredona, E.; Padilla, A.; Sánchez, A. (Eds.). *Geografía Física y Medio Ambiente*. Alicante: Asociación de Geógrafos Españoles: 169-182. [doi:10.13140/RG.2.1.1164.6568](https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1164.6568)
- Marco Molina, J.A.; Padilla Blanco, A.; Sánchez Pardo, A.; Giménez Font, P. (2007). Consecuencias ambientales del proceso urbanizador en el litoral sur de la provincia de Alicante: el declive de *Helianthemum caput-felis* Boiss. *Agua, Territorio y Paisaje: de los instrumentos programados a la planificación aplicada*. V Congreso Internacional de Ordenación del Territorio. Málaga: FUNDICOT: 667-683. [doi:10.13140/RG.2.1.3197.1682](https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3197.1682)
- Marco, J.A.; Padilla, A.; Sánchez, A.; Giménez, P. (2008). Aplicaciones de las tecnologías SIG y GPS en la dinámica de poblaciones de flora amenazada: *Helianthemum caput-felis* Boiss. En: Hernández-Calvento, L.; Parreño, J.M. (Eds.). *Tecnologías de la Información Geográfica para el desarrollo territorial*. XIII Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica. Las Palmas de Gran Canaria: Universidad de Las Palmas de Gran Canaria: 635-649. [doi:10.13140/RG.2.1.1147.2480](https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1147.2480)
- Marco, J.A.; Giménez, P.; Padilla, A.; Sánchez, A. (2011). Crecimiento urbano y conservación de flora amenazada: aplicaciones cartográficas en el caso de *Helianthemum caput-felis* Boiss. *Serie Geográfica*, 17: 125-139.
- Marco, J.A.; Padilla, A.; Sánchez, A.; Giménez, P. (2012). Ensayo metodológico para la estimación de pérdida de hábitat de *Helianthemum caput-felis* Boiss. en la Península Ibérica (1956-2005). En: Cunill, R.; Pèlachs, A.; Pérez-Obiol, R.; Soriano, J.M. (Eds.). *Las zonas de montaña: gestión y biodiversidad*. VII Congreso Español de Biogeografía. Barcelona: Universitat Autònoma de Barcelona, GRAMP: 233-237. [doi:10.13140/RG.2.1.4948.3360](https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4948.3360)

- Marco, J.A.; Sánchez, A.; Padilla, A.; Giménez, P. (2014). Identificación de impactos sobre flora rara, endémica o amenazada mediante el análisis de secuencias espacio-temporales. En: Zaragoza Zaragoz, B.; Ramón Morte, A. (Coords.) *Tecnologías de la Información Geográfica para nuevas formas de ver el Territorio*. XVI Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica. Alicante: Asociación Española de Geografía; Universitat d'Alacant: 516-526.
- Marco, J.A.; Giménez, P.; Padilla, A.; Sánchez, A. (2016). Cartografía corológica y área de ocupación de *Helianthemum caput-felis* Boiss. en la Península Ibérica. En: Gómez Zotano, J.; Arias García, J.; Olmedo Cobo, J.A.; Serrano Montes, J.L. (Coords.). *Avances en Biogeografía. Áreas de distribución: entre puentes y barreras*. Granada: Universidad de Granada: 108-116.
- Matarredona, E.; Marco, J.A.; Prieto, A. (2006). La configuración física del litoral sur alicantino. En: Giménez, P.; Marco, J.A.; Matarredona, E.; Padilla, A.; Sánchez, A. (Eds.). *Geografía Física y Medio Ambiente*. Alicante: Asociación de Geógrafos Españoles: 35-48.
- Mateo Sanz, G.; Crespo, M.B. (2003). *Manual para la determinación de la flora valenciana*. Alicante-Valencia: Monografías de Flora Montiberica.
- MITECO (2020). *Catálogo de Especies Exóticas Invasoras de España*. Madrid: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/especies-exoticas-invasoras/ce-eei-catalogo.aspx>
- Moreno Saiz, J.C. (Coord.) (2008). *Lista Roja 2008 de la flora vascular española*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Dirección General de Medio Natural y Política Forestal; Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas: Tragsatec. <http://www.jolube.es/pub/ListaRoja2008.pdf>
- Padilla, A.; Giménez, P.; Marco, J.A.; Sánchez, A. (2014). Metodología sobre dinámica de poblaciones de *Helianthemum caput-felis* Boiss. a partir del análisis comparativo de los censos de 2006 y 2013 (litoral sur de Alicante, España). En: Cámara Artigas, R.; Rodríguez Pérez, B.; Muriel Gómez, J.L. (Eds.). *Biogeografía de Sistemas Litorales. Dinámica y Conservación*. Sevilla: Asociación de Geógrafos Españoles; Universidad de Sevilla: 51-58. [doi:10.13140/RG.2.1.2213.2322](https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2213.2322)
- Padilla, A.; Prieto, A.; Giménez, P.; Sánchez, A.; Marco, J.A. (2016). Aplicación práctica de la delimitación de la Infraestructura Verde en el litoral alicantino: *Helianthemum caput-felis* Boiss y *Tudorella mauretanicus* Pallaris. *13º Congreso Nacional de Medio Ambiente (Conama 2016)*. Madrid: CONAMA: 14 pp. <http://www.conama2016.org/>
- Padilla Blanco, A.; Prieto Cerdán, A.; Marco Molina, J.A.; Giménez Font, P.; Sánchez Pardo, Á. (2019). El papel del inventario ambiental exhaustivo en el proceso de la configuración definitiva de la Infraestructura Verde del litoral sur de la Comunitat Valenciana. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 82(2805): 1-37. [doi:10.21138/bage.2805](https://doi.org/10.21138/bage.2805)
- Servei de Vida Silvestre (2016). *Informe técnico 15/2016. La Jarilla Cabeza de Gato (Helianthemum caput-felis)*. Conservación, Amenazas y Estado Actual de Conocimiento en la Comunitat Valenciana. Valencia: Generalitat Valenciana.
- Zaragoz, B.; Giménez, P.; Navarro, J.T.; Ramón, A.; Sánchez, A.; Padilla, A.; Marco, J.A. (2010). Aplicación de un algoritmo de generalización cartográfica basado en polígonos de Voronoi y su combinación con una metodología de alta precisión (GPS) en Biogeografía. En: Giménez-Font, P.; Marco Molina, J.A.; Matarredona Coll, E.; Padilla Blanco, A.; Sánchez Pardo, A. (Coords.). *Biogeografía. Una ciencia para la conservación del Medio*, Murcia: Asociación de Geógrafos Españoles; Universitat d'Alacant: 139-147.

EL ESPECTRO ECOGEOGRÁFICO COMO HERRAMIENTA DE DIAGNÓSTICO EN EL ENTORNO DE LA VÍA FÉRREA ALACANT-DÉNIA / DÉNIA-ALACANT

Juan Antonio Marco Molina¹, Segundo Ríos Ruiz², Pablo Giménez Font¹,
Ascensión Padilla Blanco¹, Vanessa Martínez Francés² y Ángel Sánchez Pardo¹

¹ MedSPai. Dpto. Análisis Geográfico Regional y Geografía Física-CIBIO.

ja.marco@ua.es; pablo.Gimenez@ua.es; ma.padilla@ua.es; a.sanchez@ua.es

² Instituto Universitario de Investigación de Biodiversidad (CIBIO).

s.rios@ua.es; vanessa.martinez@ua.es

RESUMEN

Los tratamientos de eliminación de la vegetación en los trazados de vías férreas son habituales con el fin de asegurar la visibilidad en la conducción ferroviaria, pero no tanto los estudios de seguimiento para comprobar la idoneidad y resultados de las técnicas empleadas. La empresa Lokimica solicitó el asesoramiento del Instituto Universitario de Investigación del Centro Iberoamericano de la Biodiversidad (CIBIO-Universitat d'Alacant) para observar y analizar la efectividad de tales medidas aplicadas en la vía férrea Alacant-Dénia / Dénia-Alacant durante los años 2012 y 2018. Además de este objetivo general, el equipo de investigación se planteó realizar un análisis pormenorizado de la composición florística diferenciando entre flora endémica, de interés, potencial, nitrófila, antrópica, exótica e invasora; siete categorías con las que se construyó la herramienta básica de diagnóstico que se ha denominado “espectro ecogeográfico”. Consiste en la representación gráfica de la composición florística y categorías consideradas en cada uno de los 29 tramos en los que se ha dividido el área de estudio, es decir, una franja de 8 m a cada lado del eje de la vía férrea. Por otra parte, se han georreferenciado aquellas especies perennes de interés para el estudio (endémicas, protegidas o invasoras) con GPS de alta precisión tomando datos puntuales o de conjunto de ejemplares. Se ha podido comprobar que el “sistema viario” actúa como un corredor ecológico fuertemente antropizado en el que se distribuyen las especies vegetales (autóctonas y alóctonas) y les sirve de refugio, así como la necesidad de realizar un tratamiento planteado como “estrategia forestal” más que “agrícola”.

Palabras clave: control de especies invasoras, biogeografía, ferrocarril, mediterráneo, flora amenazada.

ABSTRACT

Vegetation removal treatments on railroad tracks are common in order to ensure visibility in railway driving, but not so much follow-up studies to check the suitability and results of the techniques used. The company Lokimica requested the advice of the University Research Institute of the Ibero-American Center for Biodiversity (CIBIO-University of Alacant) to observe and analyze the effectiveness of such measures applied on the Alacant-Dénia / Dénia-Alacant railroad during the years 2012 and 2018. In addition to this general objective, the research team considered conducting a detailed analysis of the floristic composition differentiating between endemic, interesting, potential, nithrophile, anthropic, exotic and

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Marco Molina, J.A.; Ríos Ruiz, S.; Giménez Font, P.; Padilla Blanco, A.; Martínez Francés, V.; Sánchez Pardo, A. (2020). El espectro ecogeográfico como herramienta de diagnóstico en el entorno de la vía férrea Alacant-Dénia / Dénia-Alacant. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 133-144.

invasive flora; seven categories with which the basic diagnostic tool that has been called “ecogeographic spectrum” was constructed. It consists of the graphic representation of the floristic composition and categories considered in each of the 29 sections in which the study area has been divided, that is, a strip of 8 meters on each side of the axis of the railway. On the other hand, those perennial species of interest for the study (endemic, protected or invasive) have been geo-referenced with centimetric precision GPS taking specific or set data. It has been found that the “road system” acts as a strongly anthropized ecological corridor in which the plant species (native and native) are distributed and serves as a refuge, as well as the need to perform a treatment proposed as a “forest strategy” more than "agricultural."

Keywords: invasive species control, biogeography, railroad, Mediterranean, threatened flora.

1. INTRODUCCIÓN

La seguridad de la conducción en infraestructuras ferroviarias conlleva la eliminación de especies vegetales en una franja de 8 m a cada lado de la línea del tren. La erradicación puede efectuarse por desbroces manuales, mecánicos, químicos con la aplicación de herbicidas o puede ser el resultado de una combinación de varios de ellos. Para llevar a cabo estas medidas, hay que tener en consideración la ley valenciana vigente (DOGV, 2014) en la que se excluye el uso de herbicidas para el control de la vegetación cuando el trazado coincide con alguna de las áreas legalmente protegidas, aunque se hace una excepción para cuando se trate del control de especies invasoras.

Es preciso realizar un seguimiento tras aplicar el tratamiento seleccionado con el fin de conocer su efectividad. Por este motivo, la empresa Lokimica solicitó la colaboración del Instituto Universitario de Investigación de la Universidad de Alacant, Centro Iberoamericano de la Biodiversidad (CIBIO), en los años 2012 y 2018 para determinar la eficacia de las medidas de erradicación vegetal aplicadas en la línea férrea Alacant-Dénia / Dénia-Alacant.

En esta aportación, se presenta parte del análisis efectuado y de los resultados obtenidos ya que se centra en la aplicabilidad de una herramienta de representación gráfica para conocer la dinámica vegetal tras el tratamiento químico en infraestructuras ferroviarias: espectro ecogeográfico. Se trata de una representación circular del porcentaje de presencia del número de especies de cada una de las categorías diferenciadas (endémica, de interés, potencial, nitrófila, antrópica, exótica e invasora) en cada tramo en los que ha sido dividida la línea Alacant-Dénia / Dénia-Alacant. De este modo, se sintetizan y resumen las características de la flora observada en cada sector que puede ser claramente indicadora de los procedimientos y cautelas a considerar para la redacción final del informe.

El trazado viario analizado recorre 110 km de la costa septentrional alicantina, cruzando las comarcas de l’Alacantí, la Marina Baixa y la Marina Alta. Los contrastes orográficos junto a la diversidad estructural, litológica y edáfica (Marco *et al.*, 2000) han condicionado una variedad de usos y coberturas del suelo, en resumen, de paisajes. El sector más accidentado es el que atraviesa desde las estribaciones orientales de la Serra de Bèrnia hasta el macizo de El Montgó (Figura 1), elevaciones que forman parte del Prebético Externo. Aunque la influencia del Mediterráneo es evidente en todo el recorrido debido a su proximidad, existe una clara diferenciación en los registros pluviométricos de sur a norte causado por la disposición, prácticamente oeste-este, de las elevaciones montañosas que constituyen una barrera orográfica a las advecciones de levante (E) y gregal (NE). De este modo, podemos distinguir tres sectores según los registros pluviométricos: Alacant-Calp (hasta 400 mm anuales), Calp-

Xàbia (400 a 600 mm anuales) y Xàbia-Dénia (entre 600 y 1.000 mm anuales); que, a su vez, definen tres tipos de vegetación potencial con sus correspondientes bioclimas: maquias murciano-almerienses (termomediterráneo semiárido), lentiscar valenciano-tarraconense (termomediterráneo seco) y carrascal termófilo (termomediterráneo subhúmedo).

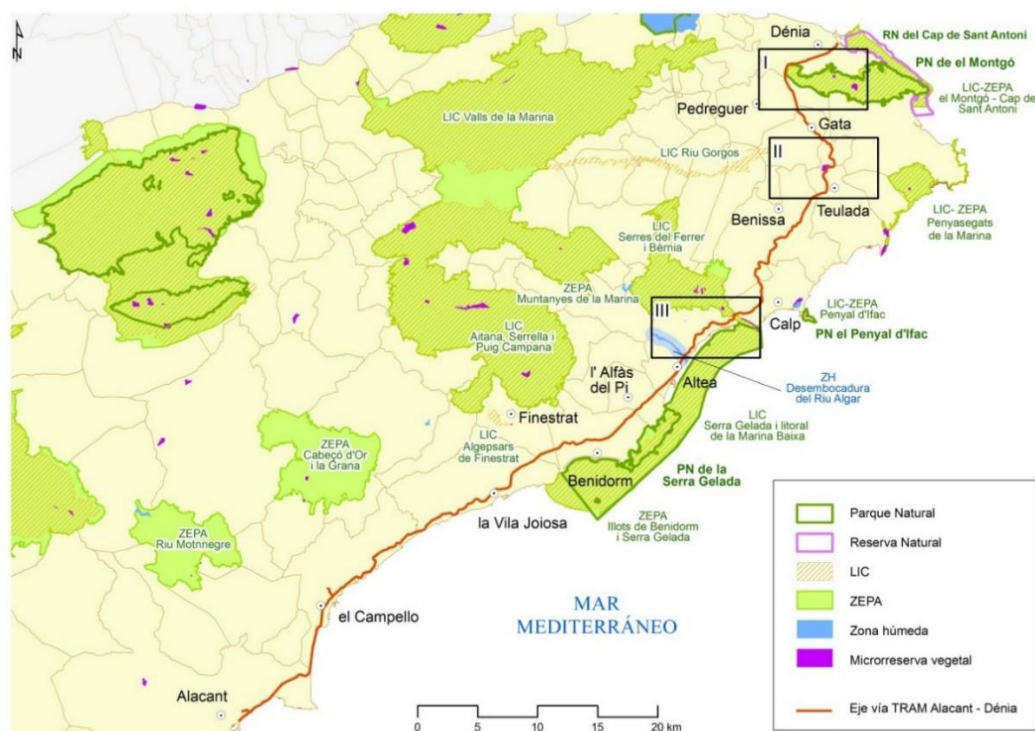
Figura 1. Localización del área de estudio



En la actualidad, la cobertura vegetal presenta una clara influencia antrópica con presencia de especies nitrófilas, ruderales, arvenses, además de alóctonas, algunas de ellas invasoras (*Acacia* sp.pl., *Opuntia* sp.pl., *Agave* sp.pl., etc.), o pinares (*Pinus halepensis* Mill.) que han ido desplazando las formaciones arbóreas y arbustivas autóctonas. Aun así, hay algunas zonas de gran interés botánico que justifican su propuesta como Lugares de Interés Comunitario (LIC) a la Unión Europea y la existencia de varias figuras de protección declaradas por la Generalitat Valenciana (Figura 2).

De todas las especies vegetales de interés protegidas, destacan *Boerhavia repens* y *Commicarpus africanus* por restringirse su área de ocupación a la provincia de Alacant (Banco de Datos de la Biodiversidad, BDB). La primera de ellas se localiza únicamente en la Serra de les Cel·letes, donde hay declarada una microrreserva vegetal. En el recorrido realizado por el trazado de la vía férrea no se han inventariado, hasta el momento, ningún ejemplar de estas especies prioritarias. En este tramo, el trazado de la vía férrea es parcialmente subterráneo, al igual que el que cruza el Mascarat donde se ubican otros dos endemismos valencianos, *Hippocrepis valentina* y *Scabiosa saxatilis*, que justifican la presencia de la segunda microrreserva existente dentro del área de estudio (Figura 2).

Figura 2. Espacios naturales protegidos y trazado del ferrocarril



I. Parque Natural de El Montgó. II. Microrreserva vegetal Serra Celletes.
III. LIC Serres del Ferrer i Bèrnia, ZEPAs Muntanyes de la Marina, Microrreserva vegetal El Mascarat y Zona Húmeda desembocadura del Riu de l'Algar

2. ÁREA DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA

El trazado férreo analizado, Alacant-Dénia/Dénia-Alacant, tiene una longitud de 110 km. El tratamiento químico aplicado por Lokimica abarca una franja de 16 m de ancho teniendo como eje central la vía del tren, según especificaciones de ferrocarriles valencianos. Por lo tanto, dicha área ha sido la analizada por el equipo de investigación en la que se han realizado listados florísticos (López y Sánchez, 1999; Sánchez, 2001 y López, 2006; Mateo y Crespo, 2014), así como la localización de especies endémicas, amenazadas e invasoras con GPS de precisión subdecimétrica (Trimble Geo 7X) con corrección postproceso (red ERVA del Instituto Cartográfico Valenciano). El geoposicionamiento se ha realizado en puntos (ejemplares aislados) y en polígonos (colonias o conjuntos de varios ejemplares de la misma especie).

El recorrido a pie es imposible en toda la infraestructura viaria, por lo que, además, se ha realizado a bordo del tren el trayecto de ida y vuelta. Si bien en 2012 se pudo recorrer en su totalidad, en 2018 solo pudo realizarse hasta Calp, debido a las obras y desmantelamiento de la vía a partir de esta localidad.

De este modo, se decidió realizar dos tipos de muestreos: recorrido completo de ida y vuelta en la cabina del conductor en el que se anotaban las especies visibles, evidentemente en perjuicio de las plantas anuales y pequeñas matas, e inventarios a pie en el máximo de puntos con accesibilidad posible. En los segundos, las zonas muestreadas tienen el ancho ya indicado, 16 m, y una longitud de 200 m, con excepción de tramos más rocosos o entre

túneles en los que se alcanzan los 400 m. En total son 10 los puntos muestreados a pie (Figura 1) completados con las anotaciones realizadas desde la locomotora de los transectos comprendidos entre estaciones. En 2012, se pudo comprobar la complementariedad de ambos muestreos ya que, si bien el recorrido a pie favorece un listado más exhaustivo, el realizado desde el tren permite observar a mayor altura lugares escarpados en los que pueden aparecer especies vegetales de mayor interés de conservación o de control.

La línea férrea ha sido dividida en 29 tramos siguiendo criterios de homogeneidad estructural, litológica y, fundamentalmente, paisajística. Cada tramo está delimitado por paradas del tren, siendo estos: 1. Sangueta-La Isleta, 2. La Isleta-Lucentum, 3. Lucentum-Golf, 4. Golf-Costa Blanca, 5. Costa Blanca-Campello, 6. Campello-Poble Espanyol, 7. Poble Espanyol-L'Amerador, 8. L'Amerador-Coveta Fumà, 9. Coveta Fumà-Cala Piteres, 10. Cala Piteres-Tunel, 11. Tunel-Tunel Pixaor, 12. Tunel Pixaor-Venta Lanuza, 13. Venta Lanuza-Paradís, 14. Paradís-La Vila, 15. La Vila-Creueta, 16. Creueta-Costera Pastor, 17. Costera Pastor-Hospital, 18. Hospital-Hyper Finestrat, 19. Finestrat-Terra Mítica, 20. Terra Mítica-Benidorm, 21. Benidorm-Disco Benidorm, 22. Disco Benidorm-Camí Coves, 23. Camí Coves-l'Alfàs del Pi, 24. L'Alfàs del Pi-L'Albir, 25. L'Albir-Altea, 26. Altea-Garganes, 27. Garganes-Cap Negret, 28. Cap Negret-l'Olla, 29. L'Olla-Calp. De cada uno de estos tramos se ha realizado una valoración cualitativa con el fin de obtener un diagnóstico concreto e individual. Para ello, se han clasificado los taxones en siete categorías según sus características ecológicas, fitogeográficas, corológicas y paisajísticas: invasoras (plantas alóctonas-exóticas catalogadas legalmente como invasoras y cuyo tratamiento y erradicación está normativamente regulado), exóticas (plantas alóctonas-exóticas introducidas como ornamentales y que se han asilvestrado), antrópicas (plantas derivadas y escapadas de zonas agrícolas, jardines o reforestaciones que plantean dudas sobre su autoctonía), nitrófilas (plantas ruderales y arvenses ligadas a usos antrópicos), potenciales (aquellas que forman parte de las etapas de sustitución de la vegetación primitiva o potencial), de interés (plantas que representan el óptimo de los dominios de vegetación o con cierta relevancia local por su escasez, rareza o posible amenaza) y endémicas (taxones de distribución reducida y/o exclusiva). De todas estas categorías, la de mayor valor es la última puesto que se corresponde con especies más sensibles a los impactos, con mayor riesgo de extinción y, por tanto, con un carácter mayor de irremplazabilidad que el resto.

Esta clasificación se ha aplicado a los listados obtenidos en cada tramo y se ha representado en un gráfico circular al que hemos denominado espectro ecogeográfico. Esta herramienta permite realizar una síntesis de las características de la flora observada en cada sector y puede ser indicadora de los procedimientos y medidas que se deberían adoptar para un tratamiento correcto en la erradicación de la cobertura vegetal de la vía férrea analizada.

El tratamiento de los datos y su posterior elaboración cartográfica (ARCGIS y Quantum GIS) ha sido fundamental para plasmar los datos obtenidos de la geolocalización de las especies endémicas, amenazadas e invasoras y la representación de los espectros ecogeográficos por tramos. De esta manera, la información recogida en los listados se visualiza espacialmente, lo que permite vincularla a las características y condiciones del medio físico y a los usos y coberturas del suelo.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El total de especies de flora vascular identificadas en las prospecciones realizadas durante los años 2012 y 2018 ha sido de 328. La distribución por familias es la característica en los

espectros florísticos mediterráneos (Ríos y Alcaraz, 1996) respecto a una mayor presencia de Asteraceae (Compositae) con el 14%, Poaceae (Gramineae) con el 12% y Fabaceae (Leguminosae) con el 9%. Sin embargo, la gran abundancia de Amaranthaceae (4%) no es lo común; debido a la presencia de flora halófila, ruderal y viaria. Como se ha indicado en la introducción, el análisis exhaustivo del catálogo florístico no se presenta en este documento puesto que su contenido se centra en la herramienta gráfica del espectro ecogeográfico para diagnosticar el estado actual de la cobertura vegetal tras las labores de erradicación aplicadas por la empresa Lokimica.

En un recorrido de sur a norte de la vía férrea Alacant-Dénia / Dénia-Alacant, se puede observar cómo los diferentes usos y coberturas del suelo determinan la composición florística de cada uno de los 29 tramos. Si seguimos esa dirección, es evidente el claro contraste entre los espectros ecogeográficos de los tramos 1, 2 y 3 (Figura 3) ya que el primero se localiza en la Serra Grossa por lo que el número de especies exóticas e invasoras es menor, pero, sin embargo, el de las nitrófilas es mayor. Esto último es debido a que dicho espacio es transitado por la población alicantina y por animales domésticos ya que linda con el casco urbano. En los tramos de la Isleta hasta Campo de Golf, se corresponden con zonas urbanizadas, fundamentalmente turísticas, por lo que el modelo de construcción lleva asociado zonas ajardinadas en las que prodigan especies exóticas e invasoras; de ahí, la mayor presencia de estas dos categorías. Sin embargo, en el segundo espectro se identificó una especie endémica, *Salsola genistoides*, vinculado a espacios no urbanizados en torno a L'Albufereta lo que justifica también la presencia de flora de interés y potencial.

Figura 3. Tramos 1, 2 y 3

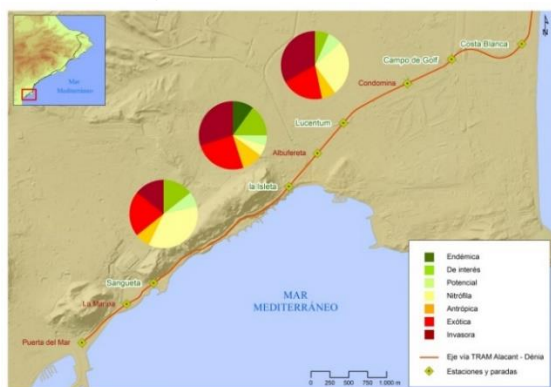


Figura 4. Tramos 4 y 5

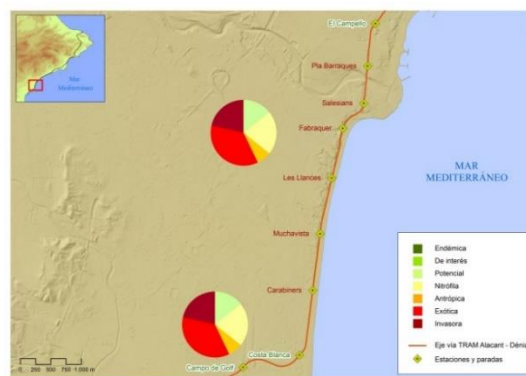


Figura 5. Tramos 6, 7, 8 y 9

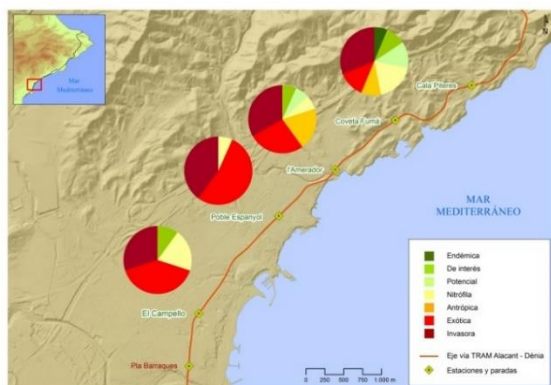


Figura 6. Muestreo y toma de datos con GPS



Los tramos 4 y 5 (Figura 4) sorprenden por el elevado porcentaje de especies exóticas e invasoras, más del 50% del total, pero sobre todo de la primera categoría. La explicación está relacionada con el continuo urbano que atraviesa la vía del ferrocarril. Sin embargo, se ha listado el endemismo de la provincia biogeográfica murciano-almeriense *Artemisia aethiopica*. Esta situación dominante se agrava aún más en los tramos siguientes (Figura 5) alcanzando el 60% entre el Amerador y Coveta Fumà, el 70% entre El Campello y Poble Espanyol, mientras que el tramo comprendido entre el Poble espanyol y el Amerador se sitúa ligeramente por encima del 90%. En cambio, el espectro correspondiente al trayecto entre Coveta Fumà y Cala Piteres, refleja la proximidad al límite del área urbanizada y la menor compacidad de la urbanización y, con ello, la menor importancia de las exóticas e invasoras y la presencia ya de endemismos, plantas de interés o las correspondientes a etapas de sustitución de la vegetación primitiva, puesto que en el trayecto se atraviesan sectores con campos abandonados, atochares, matorrales y maquia, así como algún barranco.

Como muestra de la situación de los tramos descritos, basta con observar el resultado de la toma de datos con GPS inmediatamente a continuación de la estación del Amerador en sentido norte, con una ausencia casi total de especies potenciales de interés y endémicas, el predominio de las exóticas (*Eucalyptus camaldulensis*, *Schinus molle*, *Washingtonia robusta* y *Phoenix canariensis*) y, sobre todo, de las invasoras representadas en este sector por *Pennisetum setaceum* (Figura 6 y Tabla 1).

Tabla 1. Número de especies de flora vascular y porcentajes de cada categoría analizada en los tramos 1 al 10

Fuente: elaboración propia.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Endémica	0	2	0	0	1	0	0	0	2	0
De interés	2	3	1	0	0	1	0	1	3	3
Potencial	1	1	1	2	3	0	0	1	4	1
Nitrófila	5	1	4	3	4	2	1	1	6	0
Antrópica	1	2	1	1	4	0	0	3	3	4
Exótica	3	5	3	5	6	4	8	4	4	2
Invasora	2	6	5	3	5	3	6	5	10	4
Total	14	20	15	14	23	10	15	15	32	14

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Endémica	0%	10%	0%	0%	4%	0%	0%	0%	6%	0%
De interés	14%	15%	7%	0%	0%	10%	0%	7%	9%	21%
Potencial	7%	5%	7%	14%	13%	0%	0%	7%	13%	7%
Nitrófila	36%	5%	27%	21%	17%	20%	7%	7%	19%	0%
Antrópica	7%	10%	7%	7%	17%	0%	0%	20%	9%	29%
Exótica	21%	25%	20%	36%	26%	40%	53%	27%	13%	14%
Invasora	14%	30%	33%	21%	22%	30%	40%	33%	31%	29%

A partir de Cala Piteres (Figura 7) los espacios atravesados son las solanas y umbrías de crestas del flysch oligoceno, en las que alternan atochares y restos de maquia litoral, que contribuyen a engrosar los porcentajes y la importancia de la flora de interés y endémica, que en los dos últimos casos, superan en conjunto, el 25%. Precisamente, en el tramo 12 se ha

citado de nuevo *Artemisia aethiopica*. El sector entre Venta Lanuza y Paradís es similar al 9 por lo que respecta a la presencia de exóticas e invasoras (Figura 8), aunque destaca la presencia del endemismo, casi exclusivamente alicantino, *Thymus moroderi*, catalogado como vulnerable (VU) en la Lista Roja de Flora Vascular (Bañares *et al.*, 2004), así como los endemismos iberolevantineos *Anthyllis terniflora* y *Astragalus hispanicus* (Figura 9). Sin embargo, a partir de la estación del Paradís, volvemos a entrar en un sector urbanizado y ello justifica el incremento de exóticas e invasoras superando el 50% dentro del espectro ecogeográfico (Tabla 2).

Figura 7. Tramos 10, 11 y 12

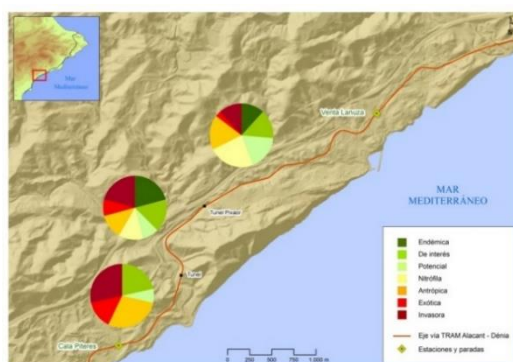


Figura 8. Tramos 13, 14 y 15

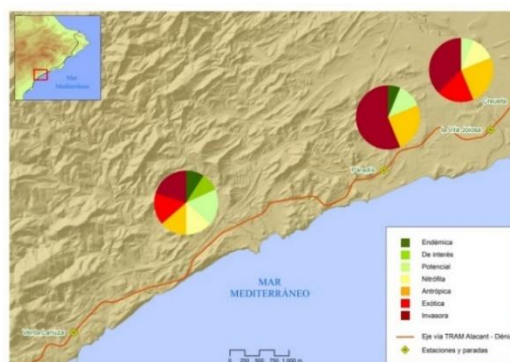


Figura 9. Muestreo y toma de datos con GPS en el Carritzal (tramo 13)



En la figura 10 destaca la presencia en todos los tramos de especies antrópicas, debido a la proximidad de campos de cultivo abandonados, mientras que las exóticas e invasoras disminuyen. La situación se mantiene en la figura 11, aunque hay una mayor presencia de especies potenciales, de interés y endémicas, destacando en este último grupo el inventariado de *Convolvulus valentinus* (VU en UICN y Lista Roja de Flora Vascular) entre las estaciones de Camí de Coves y L'Alfàs del Pi.

El entorno comprendido entre la estación de l'Albir y el Cap Negret (Figura 12 y Tabla 3) vuelve a estar urbanizado, en el que los espectros se caracterizan por el predominio de las especies exóticas e invasoras (siempre por encima del 50%). Sin embargo, en los tramos 28 y 29 la situación se va invirtiendo (Figura 13). Así, mientras en el primero de ellos todavía es evidente la influencia de la zona urbanizada más próxima al núcleo de Altea (exóticas e invasoras por encima del 50%), el segundo de ellos -entre l'Olla d'Altea y Calp- refleja el

tránsito por unas zonas menos urbanizadas y que atraviesan espacios forestales y de monte, con varios endemismos, entre los que destaca el valenciano *Hippocrepis valentina*. A partir de la estación de Calp fue imposible continuar con el recorrido completo de la vía férrea debido a las obras y únicamente se pudieron hacer algunos listados en los puntos con accesibilidad a pie por lo que ha sido imposible realizar espectros ecogeográficos.

Tabla 2. Número de especies de flora vascular y porcentajes de cada categoría analizada en los tramos 11 al 20

Fuente: elaboración propia.

	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Endémica	5	4	1	0	0	1	1	0	0	2
De interés	4	5	0	0	2	2	2	4	0	2
Potencial	2	6	2	1	2	3	3	3	5	7
Nitrófila	3	8	0	2	9	6	6	2	3	3
Antrópica	3	6	4	4	7	4	4	0	1	2
Exótica	2	1	0	3	4	3	3	1	1	1
Invasora	5	4	9	6	8	5	5	4	2	4
Total	24	34	16	16	32	24	24	14	12	21

	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Endémica	21%	12%	6%	0%	0%	4%	4%	0%	0%	10%
De interés	17%	15%	0%	0%	6%	8%	8%	29%	0%	10%
Potencial	8%	18%	13%	6%	6%	13%	13%	21%	42%	33%
Nitrófila	13%	24%	0%	13%	28%	25%	25%	14%	25%	14%
Antrópica	13%	18%	25%	25%	22%	17%	17%	0%	8%	10%
Exótica	8%	3%	0%	19%	13%	13%	13%	7%	8%	5%
Invasora	21%	12%	56%	38%	25%	21%	21%	29%	17%	19%

Tras la observación de los distintos espectros ecogeográficos, es evidente la correlación existente entre las coberturas del suelo y el componente vegetal. La persistencia de algunas especies en el trazado de la vía, pese a los tratamientos de erradicación, pone de manifiesto que es preciso otro tipo de prácticas más específicas a cada grupo ya que las practicadas son de carácter general sin realizar distinciones. Las estrategias de las plantas más abundantes, exóticas e invasoras, son muy eficaces puesto que bien producen un elevado número de semillas que, en ocasiones, son dispersadas por el viento o bien presentan una reproducción vegetativa. El problema más grave se concentra desde Alacant hasta Benidorm y va disminuyendo hacia los tramos más escarpados desde el Mascarat hasta Dénia; sin obviar la presencia de especies invasoras en los rincones donde la vegetación potencial está mejor desarrollada. Las exóticas invasoras que han sido identificadas en más de 5 tramos y, por lo tanto, se han considerado como más frecuentes, son *Acacia retinoides* (24 tramos), *Agave americana* (7 tramos), *A. sisalana* (6 tramos), *Ailanthus altissima* (9 tramos), *Arundo donax* (15 tramos), *Cortaderia selloana* (11 tramos), *Ipomoea purpurea* (6 tramos), *Lantana camara* (7 tramos), *Nicotiana glauca* (9 tramos), *Opuntia maxima* (9 tramos), *Opuntia subulata* (8 tramos), *Pennisetum setaceum* (6 tramos), *Pittosporum tobira* (6 tramos) y *Ricinus comunis* (6 tramos).

Figura 10. Tramos del 16 al 19

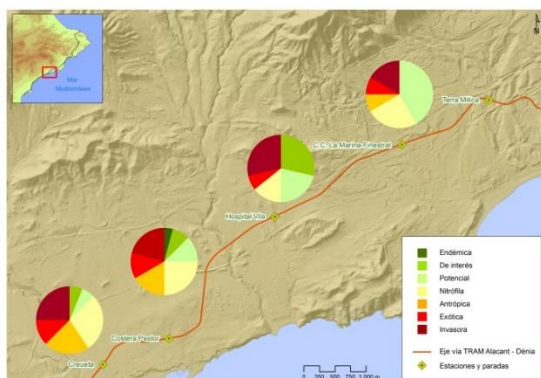


Figura 11. Tramos del 20 al 24

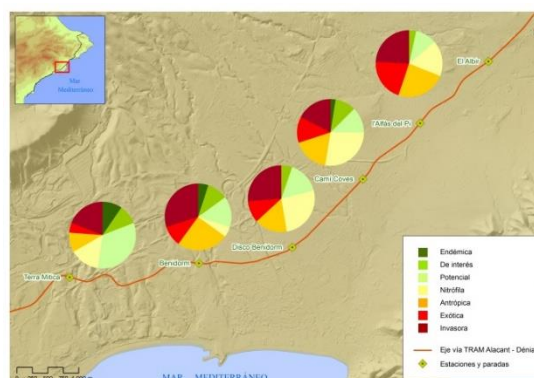


Figura 12. Tramos 25, 26 y 27

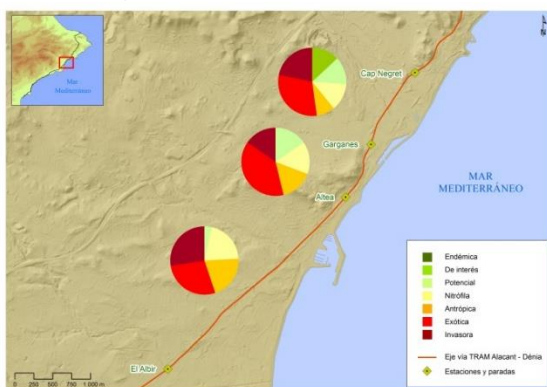


Figura 13. Tramos 28 y 29

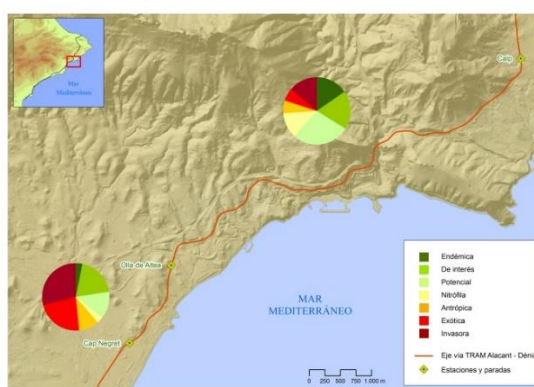


Tabla 3. Número de especies de flora vascular y porcentajes de cada categoría analizada en los tramos 21 al 29
 Fuente: elaboración propia.

	21	22	23	24	25	26	27	28	29
Endémica	1	0	1	0	0	0	0	1	10
De interés	2	1	4	1	0	0	3	6	12
Potencial	3	3	5	3	1	2	3	4	18
Nitrófila	1	5	11	5	6	2	3	1	8
Antrópica	5	3	7	7	6	2	2	3	4
Exótica	2	2	5	6	8	5	7	7	4
Invasora	6	5	7	7	8	2	5	9	9
Total	20	19	40	29	29	13	23	31	65

	21	22	23	24	25	26	27	28	29
Endémica	5%	0%	3%	0%	0%	0%	0%	3%	15%
De interés	10%	5%	10%	3%	0%	0%	13%	19%	18%
Potencial	15%	16%	13%	10%	3%	15%	13%	13%	28%
Nitrófila	5%	26%	28%	17%	21%	15%	13%	3%	12%
Antrópica	25%	16%	18%	24%	21%	15%	9%	10%	6%
Exótica	10%	11%	13%	21%	28%	38%	30%	23%	6%
Invasora	30%	26%	18%	24%	28%	15%	22%	29%	14%

4. CONCLUSIONES

El sistema viario parece comportarse como un corredor ecológico fuertemente antropizado, que distribuye las diásporas de plantas autóctonas y exóticas por vectores bióticos y abióticos, generando en las zonas menos accesibles, reservorios de flora. Asimismo, destaca la elevada biodiversidad, 329 taxones, teniendo en cuenta lo reducido del espacio linear ferroviario muestreado; entre los que hay especies leñosas con elevada capacidad de rebrote como las acacias, las gramíneas formadoras de macollas (plumeros) y las cañas (con gruesos tallos rizomatosos), las plantas crasas (cactus y otras) y las plantas trepadoras que son las más peligrosas y difíciles de controlar.

De la comparación entre los dos listados florísticos, 2012 y 2018, se observa que las únicas especies que han respondido a los tratamientos con herbicidas, ha sido el de las arvenses y ruderales; mientras que el de la vegetación leñosa, fundamentalmente exóticas e invasoras, se ha incrementado.

Gracias a la sectorización realizada del trazado viario y a la geolocalización con GPS de precisión subdecimétrica de las especies endémicas, de interés e invasoras se puede planificar un tratamiento selectivo según las características fenológicas y reproductivas de cada grupo vegetal. Además, los resultados que se obtengan, tras los tratamientos aplicados, son comparables con la representación gráfica o espectro ecogeográfico obtenida de cada uno de los tramos. De modo que se podría observar si el grupo vegetal más estratega en su difusión, exóticas e invasoras, acaba desapareciendo.

Evidentemente, el control de la vegetación autóctona leñosa y madura, máxime cuando se atraviesan espacios protegidos, debería ser exclusivamente manual. De forma general, la realización del control de vegetación viaria debería plantearse más como una “estrategia forestal” y no tanto como “agrícola”, pues el tratamiento generalizado a lo largo del recorrido viario con varios grupos vegetales no ha resultado eficaz a tenor de los datos obtenidos.

Agradecimientos

El presente trabajo parte de la solicitud de asesoramiento al Instituto Universitario de Investigación de Biodiversidad (CIBIO-Universidad de Alacant) por la empresa Lokimica, en los años 2012 y 2018, con el fin de realizar un seguimiento de la efectividad de los tratamientos de eliminación de la vegetación en el trazado de la vía férrea Alacant-Dénia / Dénia-Alacant para asegurar la visibilidad en la conducción ferroviaria.

REFERENCIAS

- Banco de Datos de la Biodiversidad de la Generalitat Valenciana (BDB). <http://www.bdb.gva.es/es/>
- Bañares, A.; Blanca, G.; Güemes, J.; Moreno, J.C.; Ortiz, S. (Eds.) (2004). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza.
- Benedí, C; Buira, A.; Rico, E.; Crespo, M.B.; Quintanar, A.; Aedo, C. (Eds.) (2019). *Flora ibérica*. Vol. XVI (III), *Compositae (partim)*. Madrid: Consejo Superior de Investigaciones Científicas.
- DOGV (2014). Orden 8/2014, de 8 de mayo, de la Consellería de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente, por la que se regula el uso de herbicidas para el control de la vegetación en cunetas, taludes o bordes de carreteras, caminos, sendas y vías férreas de la Comunitat Valenciana. *Diari Oficial de la Generalitat Valenciana* 7274, 15 de mayo de 2014. http://www.dogv.gva.es/datos/2014/05/15/pdf/2014_4196.pdf



- López, G (2006). *Árboles y arbustos de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Tomos 1 y 2. Madrid: Ediciones Paraninfo S.A.
- López, A.; Sánchez, J.M. (1999). *Árboles en España. Manual de identificación*. Madrid: Mundi Prensa.
- Marco, J.A.; Matarredona, E.; Padilla, A. (2000). *Cartografía básica geomorfológica E 1:100.000. Alacant (15-17)*. Alacant: Publicaciones de la Universidad de Alacant.
- Mateo, G.; Crespo, M.B. (2014). *Claves ilustradas para la flora valenciana*. Madrid: Monografías de Flora Montibérica.
- Ríos, S.; Alcaraz, F. (1996). *Flora de las riberas y zonas húmedas de la cuenca del Río Segura*. Murcia: Universidad de Murcia.
- Sánchez, J.M. (2001). *Árboles ornamentales*. Madrid: Mundiprensa.
- UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza): <https://www.iucnredlist.org/>

¿QUÉ DEPARARÁ EL CAMBIO CLIMÁTICO A NUESTRA FAUNA DE DISTRIBUCIÓN EUROSIBERIANA? EL CASO DE LA MARTA (*Martes martes*) EN LA PENÍNSULA IBÉRICA

Adrián Martín-Taboada, Darío Chamorro, Raimundo Real y Francisco Díaz-Ruiz

Biogeografía, Diversidad y Conservación. Dpto. de Biología Animal. Facultad de Ciencias. Universidad de Málaga
adrian.martin@uma.es; darchasie@uma.es; rrgimenez@uma.es; pacodi1480@hotmail.com

RESUMEN

El cambio climático es una de las mayores preocupaciones de la sociedad actual. Desde la década de los 80 el volumen de estudios científicos sobre esta temática se ha incrementado significativamente. El IPCC prevé una reducción del bioma atlántico debido al incremento de las temperaturas, por lo que la conservación y la distribución de las especies asociadas a este bioma son objeto de interés para la comunidad científica. La península ibérica (PI), como límite de distribución meridional de muchas especies eurosiberianas, ejerce un importante papel en la respuesta de estas al cambio del clima. Un buen ejemplo es la marta (*Martes martes*), un carnívoro de mediano tamaño de amplia distribución paleártica, solo presente en las regiones bioclimáticas atlántica y alpina de la PI. En este estudio realizamos modelos climáticos de distribución de especies basados en funciones de Favorabilidad en el presente, que proyectamos a distintos escenarios de cambio climático previstos para el periodo 2041-2060, para discutir el pronóstico de persistencia de la especie en la PI. Los resultados sugieren que existen áreas climáticas favorables para esta especie no ocupadas en la actualidad, por lo que factores ajenos al clima condicionan su distribución ibérica. El futuro aumento de las temperaturas parece que reducirá drásticamente el área climática favorable para la especie, aunque esta reducción varía en función del escenario predictivo. La persistencia de la especie en la PI estará condicionada por el rumbo de los cambios en el clima y factores asociados que pondrán a prueba su adaptabilidad a corto plazo.

Palabras clave: biogeografía dinámica; carnívoros; conservación; iberia; Modelos de Distribución de Especies.

ABSTRACT

Climate change is one of the main concerns of current society. Since the 80s, the volume of scientific studies on this issue has significantly increased. The IPCC forecast a reduction of the Atlantic biome due to the increasingly warmer temperatures, so the conservation status and distribution of these species are a priority for the scientific community. The Iberian Peninsula (IP), as the southern distribution limit of many Eurosiberian species, plays a key role on the response of these species to climate change. The pine marten (*Martes martes*), a medium-sized carnivore of wide Palearctic distribution, is only present in Atlantic and Alpine bioclimatic regions of the IP. In this study we carried out climatic species distribution models based on Favourability functions, which were subsequently projected to different scenarios of climate change for the period 2041-2060, with the aim of discussing the persistence prospect

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Martín-Taboada, A.; Chamorro, D.; Real, R.; Díaz-Ruiz, F. (2020). ¿Qué deparará el cambio climático a nuestra fauna de distribución eurosiberiana? El caso de la marta *Martes martes* en la península ibérica. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 145-154.

of the species on the IP. Our results suggest that in the IP, there are climatic favourable areas for this species without presence records. This implies that non-climatic factors are conditioning the Iberian distribution of the species. Future warmer temperatures seem to drastically reduce the climatic favourable area for the species in the future, although this reduction varies depending on the climate scenario. The persistence of the species in the IP will be largely conditioned by the course of the changes in climate as well as by other associated factors that will put to the test its short-term adaptive capacity.

Keywords: dynamic biogeography, carnivores; conservation; Iberia; Species Distribution Models.

1. INTRODUCCIÓN

A lo largo de la historia del planeta se han producido diferentes fenómenos naturales que culminaron en cambios en las condiciones climáticas (Peters y Lovejoy, 1992). Muchos de estos cambios fueron ocasionales, sucedidos a lo largo de periodos de tiempo extensos, mientras que otros manifestaron un comportamiento regular cíclico, como variaciones en la inclinación del eje de la Tierra o fluctuaciones de la actividad solar. Los más recientes han sido los ciclos de glaciación y deshielo que se produjeron durante el Cuaternario, que alteraron considerablemente la temperatura terrestre a escala global, la cual ha permanecido bastante estable durante los últimos ocho milenios, con fluctuaciones de menos de 1°C por siglo (Petit *et al.*, 1999; EEA, 2012).

Los seres vivos también ejercen una influencia sobre el clima, y el ser humano, como una especie más, la ha ejercido desde su origen, siendo más acusada en los últimos tiempos (Steffen *et al.*, 2011). Las emisiones de gases con efecto invernadero (p.ej. CO₂, CH₄, NO₂) provenientes de la actividad industrial, los incendios forestales, la agricultura y los cambios en los usos del suelo, interfieren en la dinámica atmosférica, alterando el clima (Duarte, 2006). El Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) ha concluido en su último informe que la concentración de CO₂, CH₄ y NO₂ presente en la atmósfera en 2011 habían aumentado desde la era preindustrial un 40%, 150% y 20%, respectivamente, siendo los valores más altos de los últimos 800.000 años, cuya tendencia sigue en aumento (IPCC, 2014). El mismo informe señala el incremento de las temperaturas globales entre 0,78 y 0,85°C en el mismo periodo de tiempo. De acuerdo con esto, el promedio de temperatura de los últimos 16 años se clasifica cómo el más cálido desde que en 1880 comenzaron a registrarse las temperaturas. Para 2050 se prevé un aumento de las temperaturas globales de entre 0,4 y 2,6°C con respecto a la era preindustrial, según distintos escenarios de emisión. Del mismo modo, los regímenes de precipitaciones están sufriendo considerables variaciones (EEA, 2012).

Diversos trabajos señalan que el cambio climático está afectando a un elevado número de especies, provocando cambios en su fenología (Menzel *et al.*, 2006) así como en sus distribuciones, como por ejemplo son los desplazamientos hacia mayores altitudes y latitudes (Root *et al.*, 2003; Chamorro *et al.*, 2017). La dificultad de adaptarse a cambios tan rápidos en el clima incrementa significativamente la probabilidad de extinción para algunas especies, especialmente para aquellas adaptadas a condiciones climáticas muy específicas. De esta forma, diferentes proyecciones sugieren que el riesgo de extinción sería muy elevado para una quinta parte de las especies europeas si la temperatura media global se eleva más de 2°C (IPCC, 2014). La península ibérica es una de las regiones europeas más afectadas por el

cambio climático (Menzel *et al.*, 2006; EEA, 2012), donde las sequías hacen cada vez más áridas las zonas del sur, mientras que el norte sufre un proceso de sustitución del clima atlántico por el mediterráneo (Vicente-Serrano *et al.*, 2014). Esto pone en riesgo la persistencia de un elevado número de especies de fauna y flora (Araujo *et al.*, 2011; Felicísimo *et al.*, 2011). Debido a sus requerimientos ecológicos, ligados a climas fríos del centro y norte de Europa, las especies de distribución eurosiberiana son especialmente sensibles al cambio climático en la península ibérica. De esta forma, diferentes modelos predictivos muestran una reducción significativa de las principales especies de árboles que componen los bosques eurosiberianos del norte peninsular (Benito-Garzón *et al.*, 2008), que inevitablemente afectará también a la fauna que encuentra en este tipo de ambientes un factor limitante para su presencia y desarrollo.

La respuesta de las especies a los cambios recientes del clima estará determinada, al menos en parte, por la respuesta de las poblaciones existentes en los márgenes de su área de distribución. Entender cómo estas especies responderán a las futuras condiciones climáticas será fundamental para comprender su dinámica y poder tomar medidas adecuadas que ayuden a conservar la biodiversidad (Hannah *et al.*, 2002; Castro *et al.*, 2008). Bajo este contexto, la península ibérica y sus especies de distribución eurosiberiana suponen un marco de estudio adecuado para comprender las respuestas de estas especies al cambio climático. En este trabajo se plantea como caso de estudio la situación en la península ibérica de un carnívoro de tamaño medio, la marta (*Martes martes* L., 1758), que encuentra en esta el límite más meridional de su distribución europea. Se pretende caracterizar la favorabilidad climática de la península ibérica para la especie e identificar la trayectoria de dicha favorabilidad en un futuro próximo atendiendo a diversos escenarios de cambio climático, para discutir las implicaciones del cambio climático en la persistencia de esta especie en la península ibérica.

2. ÁREA DE ESTUDIO Y ESPECIE MODELO

2.1. Área de estudio

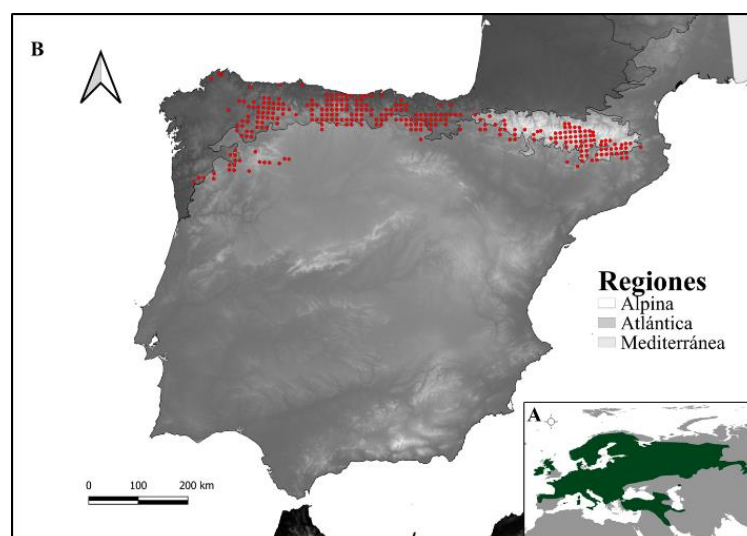
La península ibérica es un territorio de alrededor de 600.000 km² situado en el extremo suroeste de Europa. Su situación espacial es de gran interés en biogeografía, ya que presenta la distancia más corta de separación con el continente africano, estando además situado entre dos grandes masas de agua, el Mar Mediterráneo y el Océano Atlántico. Topográficamente, está configurada por una meseta central y varias cadenas montañosas circundantes. Todo esto le confiere una gran heterogeneidad ambiental y climática, presentando clima atlántico, mediterráneo y de interior (Font, 2000). Al estar unida al resto del continente europeo por su istmo entre los golfos de Vizcaya y de León, y estar separada de África por el estrecho de Gibraltar, se comporta como una unidad biogeográfica en la que muchas especies eurosiberianas encuentran su límite meridional y occidental de distribución. En el presente estudio se dividió la península ibérica en una malla de cuadrículas UTM 10 km x 10 km ($n = 6.087$) usadas como unidades geográficas operativas en la modelación.

2.2. Especie modelo de estudio

La marta es un mustélido de tamaño medio (1,5-2,5 kg) que presenta una amplia distribución a lo largo del paleártico (Herrero *et al.*, 2016). La península ibérica supone uno de los límites más meridionales de su distribución mundial, estando presente únicamente en la franja norte de la misma, básicamente restringida a las regiones bioclimáticas atlántica y

alpina (Figura 1). Se trata de una especie generalista en cuanto a sus hábitos alimenticios, que utiliza los recursos tróficos en función a la disponibilidad de estos en el medio (Marinis y Masseti, 1995; Rosellini *et al.*, 2007), lo cual le confiere cierta flexibilidad ecológica para adaptarse a cambios a corto plazo, como son los estacionales. Sin embargo, sus requerimientos de hábitat en la península ibérica reducen en gran medida su flexibilidad ecológica, ya que selecciona preferentemente masas forestales frondosas y en menor medida bosques húmedos de coníferas asociados a las regiones bioclimáticas atlánticas y alpinas típicos del norte peninsular (Barja, 2005; Vergara *et al.*, 2016). Estos requerimientos ambientales, hacen de la marta una especie potencialmente sensible a los incrementos de temperaturas y a la reducción de las precipitaciones que pronostican los diferentes escenarios de cambio climático, ya que sus hábitats óptimos, evolucionarán progresivamente hacia ambientes en los que dominarán especies mediterráneas más adaptadas a las sequías prolongadas (Benito-Garzón *et al.*, 2008; Vayreda *et al.*, 2015). Para obtener la distribución actual de la marta en la península ibérica (Figura 1B) se utilizó las presencias confirmadas de la especie publicadas en los atlas de distribución de mamíferos de España y de Portugal (Palomo *et al.*, 2007; Bencatel *et al.*, 2017). Las presencias (n= 289) se referenciaron a una malla de cuadrículas UTM 10 x 10 km mediante el uso del software ARCGIS 10.4.1.

Figura 1. Distribución de la marta



(A) en el paleártico (modificado del mapa de distribución de la IUCN) ; (B) en la península ibérica
Puntos rojos: presencias confirmada obtenidas de Palomo *et al.* (2007) y Bencatel *et al.* (2017).

3. METODOLOGÍA

3.1. Variables predictivas

Para realizar la modelación de la distribución de la marta en la península ibérica se emplearon un total de 21 variables, 19 de ellas climáticas (Karger *et al.*, 2017) y dos indicadoras de la situación espacial de su distribución (Tabla 1). La decisión de emplear solo variables climáticas se debe a la alta incertidumbre de pronosticar el desarrollo de otros factores como son los usos del suelo o la presencia y actividad humana en el futuro (Werkowska *et al.*, 2017).

Tabla 1. Variables empleadas en la modelación ambiental

Fuente: elaboración propia a partir de Karger *et al.* (2017).

Factor	Variables	
Situación Espacial	Latitud y Longitud	
Clima	Temperatura media anual	Temperatura media de verano
	Rango de temperatura diario	Precipitación anual
	Isotermicidad	Precipitación máxima
	Estacionalidad de la temperatura	Precipitación mínima
	Temperatura máxima	Estacionalidad de la precipitación
	Temperatura mínima	Precipitación de primavera
	Rango de temperatura anual	Precipitación de otoño
	Temperatura media de primavera	Precipitación de invierno
	Temperatura media de otoño	Precipitación de verano
	Temperatura media de invierno	

3.2. Escenarios de cambio climático

Las variables de cambio climático fueron las mismas que se representan en la Tabla 1, pero obtenidas para el periodo de tiempo 2041-2060 (Karger *et al.*, 2017). Se seleccionaron tres escenarios de concentración de CO₂ (RCP, *Representative Concentration Pathway*) para representar los extremos de temperatura y precipitación (2,6 y 8,5) y un valor intermedio (4,5) de las distintas previsiones de la concentración de CO₂ atmosférico (IPCC, 2014). También se seleccionaron tres modelos de circulación global (GCM, *Global Circulation Model*) de acuerdo al criterio “satisfactorio” propuesto por McSweeney *et al.*, 2015 para la península ibérica (GFDL-CM3, CNRM-CM5 and MPI-ESM-LR), que establece estos GCMs como los que mejor se ajustan a los datos climáticos de la misma.

3.3. Modelación de la distribución

3.3.1 Procesamiento de datos

La distribución de la especie fue incorporada en una matriz de presencias y ausencias obtenidas a partir de la malla de cuadrículas UTM 10 x 10 km diseñada para la península. Esta malla se utilizó como máscara para calcular los valores medios de las variables climáticas para cada cuadrícula, obtenidos de las capas ráster de cada variable (resolución pixel de 1 km²). Para ello se utilizó la herramienta estadística “zonal” del software ARCGIS 10.4.1. Previo a la modelación, para mitigar los efectos de la colinealidad entre variables, se analizó la correlación entre todas las variables y, entre aquellas que estaban altamente correlacionadas, considerando valores del coeficiente de correlación de Spearman superiores a 0,8, se seleccionó la variable más explicativa de la distribución de la especie, eliminando el resto de variables de los análisis posteriores.

3.3.2 Algoritmos matemáticos

El método analítico elegido fue la regresión logística binaria por pasos hacia adelante y atrás, utilizando las variables climáticas y espaciales como independientes y las presencias y ausencias de la especie como variable dependiente, para obtener valores de probabilidad de presencia (P) de acuerdo a la función:

$$P = e^y / (1 + e^y),$$

donde ‘ e ’ es la base del logaritmo neperiano e ‘ y ’ es la combinación lineal de variables (*logit*) obtenida a partir de la regresión logística que sigue una ecuación del tipo:

$$y = \alpha + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_n x_n,$$

siendo ‘ α ’ el término independiente de la ecuación, ‘ x ’ las variables ambientales seleccionadas y ‘ β ’ sus respectivos coeficientes.

Dichos valores fueron transformados posteriormente en valores de favorabilidad (F), que detrae el efecto de la prevalencia de la especie en el área de estudio, utilizando la función descrita por Real *et al.*, (2006):

$$F = e^y / [(n_1/n_0) + e^y],$$

donde ‘ n_1 ’ y ‘ n_0 ’ son el número de presencias y ausencias respectivamente.

3.3.3 Modelación espacial y climática

En un primer paso se emplearon exclusivamente las variables espaciales y sus combinaciones polinómicas de tercer grado (i.e. La , La^2 , La^3 , Lo , Lo^2 , Lo^3 , $La \times Lo$, $La^2 \times Lo$ y $La \times Lo^2$) en la modelación, pues se consideró el espacio como un factor limitante en la distribución de la marta (Legendre, 1993). Mediante este primer análisis se delimitó el área espacialmente relevante para la especie, definiendo esta como las zonas con valores de favorabilidad espacial mayores al valor más bajo de favorabilidad espacial con presencia observada (Chamorro *et al.*, 2018).

Una vez seleccionada el área espacialmente relevante, se realizó la modelación con las variables climáticas y las presencias y ausencias en esta área. El modelo obtenido fue extrapolado al resto de la península ibérica aplicando la Función de Favorabilidad (Real *et al.*, 2006), manteniendo el número de presencias (n_1) y ausencias (n_0) del modelo original. Esto se utilizó para identificar posibles áreas climáticamente favorables para la especie fuera del área espacialmente relevante.

3.3.4 Proyección al futuro

Las proyecciones de la distribución de la marta a las condiciones climáticas previstas para el futuro fueron realizadas empleando la ecuación resultante del modelo climático actual. A partir de este modelo se realizó la extrapolación al resto de la península ibérica sustituyendo los valores de las variables climáticas del presente en la ecuación “*logit*” por los valores de cada escenario de cambio climático seleccionado (Barbosa *et al.*, 2009).

Para obtener una medida de cuánto cambiaría la favorabilidad futura de la marta (F_f) respecto a la presente (F_p) se empleó el índice de incremento de favorabilidad (I) que mide el grado en el que se ganan (valores positivos) o pierden (valores negativos) áreas favorables en un escenario futuro (Real *et al.*, 2010):

$$I = [c(F_f) - c(F_p)] / c(F_p),$$

donde $c(X)$ es el cardinal del conjunto difuso X , es decir, la suma de todos los valores de favorabilidad para cada modelo obtenido. Los valores de I varían entre -1 y un límite positivo impuesto por las dimensiones del área de estudio ($[N - c(F_p)] / c(F_p)$, siendo N el número de cuadrículas del área de estudio). Estos valores se calcularon para cada escenario de cambio climático.

4. RESULTADOS

La favorabilidad climática de la península ibérica para la marta en el presente se muestra en la figura 2. En ella se observa cómo la zona de la cornisa del mar Cantábrico, así como las regiones aragonesa y catalana de Pirineos, son las zonas climáticamente más favorables para la marta. También se detectan áreas climáticamente favorables en latitudes más meridionales a la distribución actual mostrada en los atlas, como son el sistema montañoso situado entre sureste de Burgos y el norte de Soria o la serranía de Cuenca y Albarracín (i.e. F intermedia-alta y media) (Figura 2).

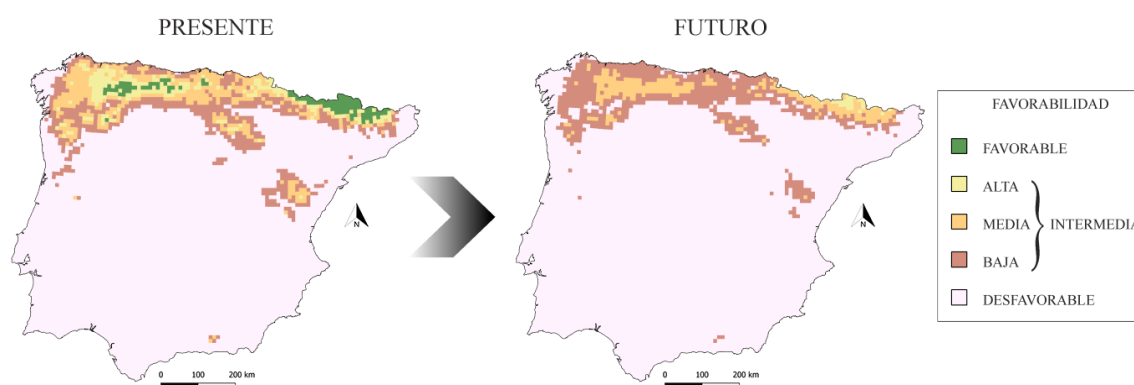
La ecuación *logit* del modelo matemático que explica la distribución actual de la marta de acuerdo al clima es:

$$y = -3,45 + 0,03 \times \text{Isot} + 0,02 \times \text{Temp.inv} - 0,05 \times \text{Temp.ver} + 0,01 \times \text{Prec.ver},$$

donde las variables corresponden a Isotermicidad, Temperatura media de Invierno, Temperatura media de Verano y Precipitación de Verano, respectivamente.

En el caso de las proyecciones al futuro, todos los escenarios de cambio climático empleados dan resultados idénticos en cuanto a la desaparición de las áreas de alta favorabilidad para la especie, por lo que la representación cartográfica no varía entre proyecciones. El índice de incremento de las áreas favorables en todos los escenarios es negativo ($I = -0,370 \pm 0,001$), lo cual indica una regresión del 37% del área climáticamente favorable con respecto a las condiciones climáticas actuales.

Figura 2. Modelos cartográficos de favorabilidad climática para el presente y su proyección al futuro (2041-2060)



5. DISCUSIÓN

Los modelos realizados para el futuro muestran cómo la marta puede ver reducida considerablemente y de forma generalizada sus áreas climáticamente favorables, desapareciendo las zonas de alta favorabilidad que podríamos definir como óptimas. Estos resultados son similares a los obtenidos por Araujo *et al.*, 2011, quienes en base a la distribución de la especie en la España peninsular y, siguiendo una metodología analítica diferente, pronosticaron una fuerte reducción del área potencial para la marta (40-100%) para un periodo similar al utilizado en este estudio (2041-2070). Estas predicciones están en concordancia con la tendencia decreciente del área de distribución de numerosas especies de mamíferos descrita recientemente (Cree *et al.*, 2016), en la que especies como la marta, con

peso inferior a los 3 kg y más influenciados por el factor climático, se verían especialmente afectadas (Cardillo *et al.*, 2005).

Aunque la distribución de la marta en la península ibérica está limitada al tercio norte y siempre se le asocia a climas fríos, nuestro modelo climático del presente, muestra un área de distribución potencial más amplia a la actualmente conocida. Se identifican áreas climáticamente potenciales para la especie en la región mediterránea peninsular, como son el Parque Natural Sierra de Cebollera, el Parque Natural de la Serranía de Cuenca y sus alrededores o las inmediaciones de la Sierra de la Estrella en Portugal. La presencia de poblaciones de martas constatada en otros ambientes mediterráneos, sirvan como ejemplo las Islas Baleares y Cerdeña (Clevenger, 1993; Lombardini *et al.*, 2015), son prueba de que la marta presenta una cierta capacidad de adaptación a condiciones climáticas más atemperadas, típicas de ambientes mediterráneos, por lo que sería esperable una distribución más amplia en la península ibérica. Sin embargo, la especie no ocupa actualmente todas las regiones climáticamente favorables, incluidas las más meridionales. La ausencia de la especie en estas zonas podría deberse a factores independientes al clima, como pueden ser las interacciones de competencia con otros carnívoros ecológicamente similares, una baja disponibilidad de sus principales presas o factores de carácter antrópico (Santos *et al.*, 2010; Monterroso *et al.*, 2016; Vergara *et al.*, 2016). En el norte de Portugal se ha descrito como un competidor de alta similitud ecológica, la garduña (*Martes foina*), podría excluir a la marta en situaciones de baja disponibilidad de alimentos (Monterroso *et al.*, 2016). De esta forma, ante condiciones desfavorables, la presencia de competidores como la garduña, podrían restringir cada vez más a la marta a sus áreas de mayor favorabilidad donde es la especie dominante (Vergara *et al.*, 2016), disminuyendo de forma gradual su área de distribución. Esto no ocurriría en las islas mediterráneas donde la comunidad de competidores es más pobre, no existiendo la garduña.

Nuestros resultados pronostican una reducción del área de distribución de la marta en la península ibérica de acuerdo a las previsiones climáticas. Sin embargo, otros factores, como por ejemplo, las interacciones ecológicas de competencia, podrían ser más determinantes que el clima. Si potenciales competidores resultaran favorecidos por el clima futuro, se produciría un efecto acumulativo que podría comprometer la persistencia de la marta. Son necesarios estudios que permitan una mejor comprensión de este tipo de interacciones a escalas geográficas más amplias, así como de su evolución en el actual contexto de cambio climático, que nos permitan entender la complejidad de la respuesta de las especies ante los cambios ambientales.

Agradecimientos

D. Chamorro fue subvencionado por la beca pre-doctoral FPU15/00123 del Ministerio de Educación, Cultura y Deporte. F. Díaz-Ruiz disfrutó de un contrato postdoctoral “Juan de la Cierva Formación” financiado por el Ministerio de Economía, Industria y competitividad (FJCI-2015-24949).

REFERENCIAS

Araújo, M.B.; Guilhaumon F.; Neto D. R.; Pozo, I.; Calmaestra R. (Eds.) (2011). *Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación al Cambio Climático de la Biodiversidad Española. Vol.2. Fauna de Vertebrados*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Barbosa, A.M.; Real, R.; Vargas, J.M. (2009). Transferability of environmental favourability models in geographic

- space: The case of the Iberian desman (*Galemys pyrenaicus*) in Portugal and Spain. *Ecol. Modell.*, 220: 747-754.
- Barja, I. (2005). Winter distribution of European pine marten *Martes martes* scats in a protected area of Galicia, Spain. *Mammalia*, 69: 435-438.
- Bastin, J.-F.; Clark, E.; Elliott, T.; Hart, S.; van den Hoogen, J.; Hordijk, I.; Ma, H.; Majumder, S.; Manoli, G.; Maschler, J.; Mo, L.; Routh, D.; Yu, K.; Zohner, C.M.; Crowther, T.W. (2019). Understanding climate change from a global analysis of city analogues. *PLoS ONE*, 14(7): e0217592.
- Bencatel J.; Álvares F.; Moura A.E.; Barbosa A.M. (Eds.) (2017). *Atlas de Mamíferos de Portugal*. Évora, Portugal: Universidad de Évora.
- Benito-Garzón, M.; Sánchez de Dios, R.; Sainz Ollero, H. (2008). Effects of climate change on the distribution of Iberian tree species. *Applied Vegetation Science*, 11: 169-178.
- Cardillo, M.; Mace, G.M.; Jones, K.E.; Bielby, J.; Blinida-Emonds, O.R.P.; Sechrest, W.; Orme, C.D.L.; Purvis, A. (2005); Multiple Causes of High Extinction Risk in Large Mammal Species. *Science*, 309: 1239.
- Castro, A.; Muñoz, A.-R.; Real, R. (2008). Modelling the spatial distribution of the Tengmalm's owl *Aegolius funereus* in its southwestern palaeartic limit (NE Spain). *Ardeola*, 55: 71-85.
- Clevenger, A.P. (1993). The European pine marten *Martes martes* in the Balearic Islands, Spain. *Mamm. Rev.*, 23: 65-72.
- Crees, J.J.; Carbone, C.; Sommer, R.S.; Benecke, N.; Turvey, S.T. (2016). Millennial-scale faunal record reveals differential resilience of European large mammals to human impacts across the Holocene. *Proc. R. Soc.*, B 283:20152152.
- Chamorro, D.; Olivero, J.; Real, R.; Muñoz, A.-R. (2017). Environmental factors determining the establishment of the African Long-legged Buzzard *Buteo rufinus cirtensis* in Western Europe. *Ibis (Lond. 1859)*, 159: 331-342.
- Chamorro, D.; Muñoz, A.-R.; Martínez-Freiría, F.; Real, R. (2018). ¿Se pueden estudiar las exclusiones competitivas del pasado? La aplicación de la modelación a las interacciones bióticas entre las víboras ibéricas. En: Ubaldo Gosálvez Rey R. et al. (eds). *Bosque Mediterráneo y Humedales: Paisaje, Evolución y Conservación; aportaciones desde la Biogeografía*. Castilla-La Mancha: Almud Ediciones, (2) 850-859.
- De Marinis, A.; Masseti, M. (1995). Feeding habits of the pine marten *Martes martes* L., 1758, in Europe: a review. *Hystrix*, 7: 143-150.
- Duarte, C.M. (Coord.) (2006). *Cambio global: Impacto de la actividad humana sobre el sistema Tierra*. Madrid: CSIC.
- EEA (2012). *Climate change, impacts and vulnerability in Europe*. <https://www.eea.europa.eu/publications/climate-impacts-and-vulnerability-2012>
- Felicitísimo, Á.M. (Coord.) (2011). *Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española. 2. Flora y vegetación*. Madrid: Oficina Española de Cambio Climático, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- Font, I. (2000). *Climatología de España y Portugal*. Salamanca: Ediciones Universidad de Salamanca.
- Hannah, L.; Midgley, G.F.; Millar, D. (2002). Climate change-integrated conservation strategies. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 11: 485-495.
- Herrero, J.; Kranz, A.; Skumatov, D.; Abramov, A.V.; Maran, T.; Monakhov, V.G. (2016). *Martes martes*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016. [doi:10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T12848A45199169](https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T12848A45199169)
- IPCC (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report*. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/05/SYR_AR5_FINAL_full_wcover.pdf
- Karger, D.N.; Conrad, O.; Böhner, J.; Kawohl, T.; Kreft, H.; Soria-Auza, R.W.; Zimmermann, N.E.; Linder, H.P.; Kessler, M. (2017). Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Sci. Data*, 4: 1-20.
- Legendre, P. (1993). Spatial Autocorrelation: Trouble or New Paradigm? *Ecology*, 74: 1659-1673.

- Lombardini, M.; Murru, M.; Repossi, A.; Cinerari, C.E.; Vidus Rosin, A.; Mazzoleni, L.; Meriggi, A. (2015). Spring diet of the pine marten in Sardinia, Italy. *Anim. Biodivers. Conserv.*, 38.2: 183-190.
- McSweeney, C.F.; Jones, R.G.; Lee, R.W.; Rowell, D.P. (2015). Selecting CMIP5 GCMs for downscaling over multiple regions. *Clim. Dyn.*, 44: 3237-3260.
- Menzel, A.; Sparks, T. H.; Estrella, N.; Koch, E.; Aasa, A.; Ahas, R.; Alm-Kübler, K.; Bissolli, P.; Braslavská, O.; Briede, A.; Chmielewski, F. M.; Crepinsek, Z.; Curnel, Y.; Dahl, Å.; Defila, C.; Donnelly, A.; Filella, Y.; Jatzcak, K.; Måge, F.; Mestre, A.; Nordli, Ø.; Peñuelas, J.; Pirinen, P.; Remišová, V.; Scheffinger, H.; Striz, M.; Susnik, A.; Van vliet, A. J.; Wielgolaski, F.; Zach, S.; Zust, A. (2006). European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Global Change Biol.*, 12: 1969-1976.
- Monterroso, P.; Rebelo, P.; Alves, P.C.; Ferreras, P. (2016). Niche partitioning at the edge of the range: a multidimensional analysis with sympatric martens. *Journal of Mammalogy*, 97: 928-939.
- Palomo L.J.; Gisbert J.; Blanco J.C. (Eds.) (2007). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Madrid: Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU.
- Peters, R.L.; Lovejoy, T.E. (Eds.) (1992). *Global warming and biological diversity*. New Haven: Yale University Press.
- Petit, J.R.; Jouzel, J.; Raynaud, D.; Barkov, N.I.; Barnola, J.-M.; Basile, I.; Bender, M.; Chappellaz, J.; Davis, M.; Delaygue, G.; Delmotte, M.; Kotlyakov, V.M.; Legrand, M.; Lipenkov, V.Y.; Lorius, C.; Pépin, L.; Ritz, C.; Saltzman, E.; Stievenard, M. (1999). Climate and atmospheric history of the past 420,000 years from the Vostok ice core, Antarctica. *Nature*, 399: 429-436.
- Real, R.; Barbosa, A.M.; Vargas, J.M. (2006). Obtaining environmental favourability functions from logistic regression. *Environ. Ecol. Stat.*, 13: 237-245.
- Real, R.; Márquez, A.L.; Olivero, J.; Estrada, A. (2010). Species distribution models in climate change scenarios are still not useful for informing policy planning: An uncertainty assessment using fuzzy logic. *Ecography*, 33: 304-314.
- Root, T.L.; Price, J.T.; Hall, K.R.; Schneider, S.H.; Rosenzweig, C.; Pounds, J.A. (2003). Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, 421: 57-60.
- Rosellini, S.; Barja, I.; Piñeiro, A. (2007). Distribución y hábitos alimenticios de la marta (*Martes martes*) en el Parque Natural Os Montes do Invernadeiro (Galicia, NO de España). *Galemys*, 19: 99-114.
- Santos, M.J.; Santos-Reis, M. (2010). Stone marten (*Martes foina*) habitat in a Mediterranean ecosystem: effects of scale, sex, and interspecific interactions. *European Journal of Wildlife Research*, 56(3): 275-286.
- Steffen, W.; Grinevald, J.; Crutzen, P.; McNeill, J. (2011). The Anthropocene: Conceptual and historical perspectives. *Philos. Trans. R. Soc. A Math. Phys. Eng. Sci.*, 369: 842-867.
- Vayreda, J.; Gracia, M.; Martínez-Vilalta, J.; Canadel, G.J.; Retana, J. (2015) Vulnerabilidad de los bosques españoles al cambio global: efectos sobre el stock y la capacidad de sumidero del carbono. En: Herrero A.; Zavala M.A., (Eds.) *Los Bosques y la Biodiversidad frente al Cambio Climático: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España*.
- Vergara, M.; Cushman, S. A.; Urra, F.; Ruiz-González, A. (2016). Shaken but not stirred: multiscale habitat suitability modeling of sympatric marten species (*Martes martes* and *Martes foina*) in the northern Iberian Peninsula. *Landscape Ecology*, 31(6): 1241-1260.
- Vicente-Serrano, S.M.; Lopez-Moreno, J.-I.; Beguería, S.; Lorenzo-Lacruz, J.; Sanchez-Lorenzo, A.; García-Ruiz, J.M.; Azorin-Molina, C.; Morán-Tejeda, E.; Revuelto, J.; Trigo, R. (2014). Evidence of increasing drought severity caused by temperature rise in southern Europe. *Environ. Res. Lett.*, 9: 044001.
- Werkowska, W.; Márquez, A.L.; Real, R.; Acevedo, P. (2017). A practical overview of transferability in species distribution modeling. *Environ. Rev.*, 25.
- Zhou, Y.-B.; Newman, C.; Xu, W.-T.; Buesching, C.D.; Zalewski, A.; Kaneko, Y.; Macdonald, D.W.; Xie, Z.-Q. (2010). Biogeographical variation in the diet of Holarctic martens (genus *Martes*, Mammalia: Carnivora: Mustelidae): adaptive foraging in generalists. *Journal of Biogeography*, 38(1): 137-147.

FAVORABILIDAD Y LÓGICA DIFUSA COMO HERRAMIENTAS PARA EL ANÁLISIS BIOGEOGRÁFICO DE LAS INTERACCIONES COMPETITIVAS ENTRE ESPECIES

Adrián Martín-Taboada^{1*}, David Romero^{2*}, Alisa Aliaga-Samanez¹, Darío Chamorro¹,
Francisco Díaz-Ruiz¹, Antonio-Román Muñoz¹, José María García-Carrasco¹, Ana Luz Márquez¹,
Jesús Olivero¹, Fernando Martínez-Freiría³, Jan Vermeer⁴ y Raimundo Real¹

¹ Grupo de Biogeografía, Diversidad y Conservación. Dpto. Biología Animal. Universidad de Málaga. adrian.martin@uma.es; alisa.aliaga@gmail.com; dariochamorro@uma.es; pacodi1480@hotmail.com; jmgc@uma.es; almarquez@uma.es; jesusolivero@uma.es; roman@uma.es; rrgimenez@uma.es

² Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental del Territorio. Facultad de Ciencias. Universidad de la República. davidrpbio@fcien.edu.uy

³ CIBIO/InBio, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos. Universidade do Porto. fmartinez-freiria@cibio.up.pt

⁴ Proyecto Mono Tocón. Moyobamba, San Martín, Perú. jan.vermeer@telfort.nl

* Igual contribución.

RESUMEN

La distribución de las especies está condicionada por factores ambientales, geográficos, históricos y bióticos. Los modelos de distribución son una herramienta utilizada para establecer las relaciones entre estos factores y la distribución de las especies. La lógica difusa mediante la Función de Favorabilidad, aplicada a los modelos de distribución permiten, además, analizar relaciones entre las distribuciones de diferentes taxones. Teniendo en cuenta cómo influye el ambiente en las relaciones de competencia entre dos especies, se plantea el análisis biogeográfico de tres escenarios posibles: i) coexistencia simpátrica; ii) segregación ambiental; y iii) exclusión competitiva. Con el objetivo de identificar estos escenarios en diferentes pares de especies cuyas distribuciones se solapan, se aplicó la Función de Favorabilidad y herramientas de la lógica difusa. Para cada caso se calculó la favorabilidad de cada especie y la intersección difusa de las favorabilidades entre ambas o “Favorabilidad compartida”. Finalmente, para cada caso se analizó la relación entre las favorabilidades de cada especie y la Favorabilidad compartida, destacando los territorios donde se predice una segregación ambiental o una coexistencia simpátrica. Los resultados ponen de manifiesto que la Función de Favorabilidad es una herramienta útil para analizar las interacciones ecológicas a gran escala entre especies.

Palabras clave: coexistencia, competencia ambiental, dominancia, favorabilidad compartida.

ABSTRACT

The distribution of species is conditioned by environmental, geographical, historical and biotic factors. Species distribution models are used to establish relationships between these factors and the species distribution. Models based on fuzzy logic through the Favourability Function also allow the analysis of relationships between distributions of different taxa.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Martín-Taboada, A.; Romero, D.; Aliaga-Samanez, A.; Chamorro, D.; Díaz-Ruiz, F.; Muñoz, A.R.; García-Carrasco, J.M.; Márquez, A.L.; Olivero, J.; Martínez-Freiría, F.; Vermeer, J.; Real, R. (2020). Favorabilidad y lógica difusa como herramientas para el análisis biogeográfico de las interacciones competitivas entre especies. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 155-163.

Taking into account how the environment influences competition relationships between two species, we proposed the biogeographic analysis of three possible scenarios: i) sympatric coexistence; ii) environmental segregation; and iii) competitive exclusion. In order to identify these scenarios in different pairs of species with overlapping distributions, the favourability function and fuzzy logic tools were applied. Specifically, for each case, the favourability of each species and the fuzzy intersection between them or “shared Favourability” was calculated. Finally, for each case, the relationship between the favourability of each species and the shared Favourability was analysed, highlighting the areas where either environmental segregation or sympatric coexistence is predicted. The results showed that Favourability Function is a useful tool for analysing large-scale ecological interactions between species.

Keywords: co-existence, dominance, environmental competition, shared favourability.

1. INTRODUCCIÓN

Entender cómo se distribuyen las especies en el espacio y en el tiempo es esencial para evaluar el estado de conservación de la biodiversidad. La distribución de las especies está condicionada por diversos factores ambientales, geográficos, históricos y bióticos, entre otros. Dentro de los factores bióticos tienen un gran peso las relaciones interespecíficas, como la competencia entre especies. En esta línea, para entender la configuración actual de las distribuciones de especies ecológicamente similares es importante conocer tanto el efecto de las condiciones ambientales como el de la exclusión competitiva entre dichas especies. En el caso de las invasiones biológicas, además, distintos autores sugirieron que la competición interespecífica puede ser uno de los procesos más importantes para determinar el alcance de la invasión (Parker *et al.*, 2006). Los modelos biogeográficos basados en la lógica difusa mediante la Función de Favorabilidad (FF) permiten analizar las relaciones entre las distribuciones de diferentes taxones (Real *et al.*, 2006; Acevedo y Real, 2012). De esta manera, distintos autores han aplicado la FF para analizar el grado de competición entre especies autóctonas con cierto grado de simpatria (Muñoz *et al.*, 2015; Aliaga-Samanez *et al.*, 2019; Chamorro *et al.*, 2019; Díaz-Ruiz *et al.*, 2019; García-Carrasco *et al.*, 2019), o entre una especie autóctona y una especie invasora (Romero *et al.*, 2014). En los trabajos citados, teniendo en cuenta la influencia del ambiente en las relaciones de competencia entre dos especies, se detectan tres escenarios posibles: i) coexistencia simpátrica, en aquellas zonas simultáneamente favorables para ambas especies; ii) segregación ambiental, en territorios con condiciones desfavorables para al menos una especie, siendo el ambiente el factor limitante; y iii) exclusión competitiva, en el resto de territorios, donde la competencia entre ambas podría limitar la presencia de una de ellas.

En el presente trabajo, se recapitulan los principales resultados obtenidos de la aplicación de la FF como algoritmo de modelación de la distribución de las especies en el análisis de las interacciones competitivas entre distintos pares de especies. Con ello pretendemos poner de manifiesto la utilidad de la FF como algoritmo de modelación de las distribuciones en el análisis de las relaciones interespecíficas desde una perspectiva biogeográfica. Además, se discute la utilidad de esta metodología para establecer un manejo adecuado del territorio con fines de conservación.

2. GRUPOS Y ÁREA DE ESTUDIO

2.1. Grupos de estudio

Los estudios utilizados se basan en diferentes pares de especies de fauna, pudiendo ser nativas o invasoras, que comparten área de distribución y presentan características ecológicas similares. En concreto se analizan dos casos de reptiles, uno de mamíferos y dos de aves (Tabla 1).

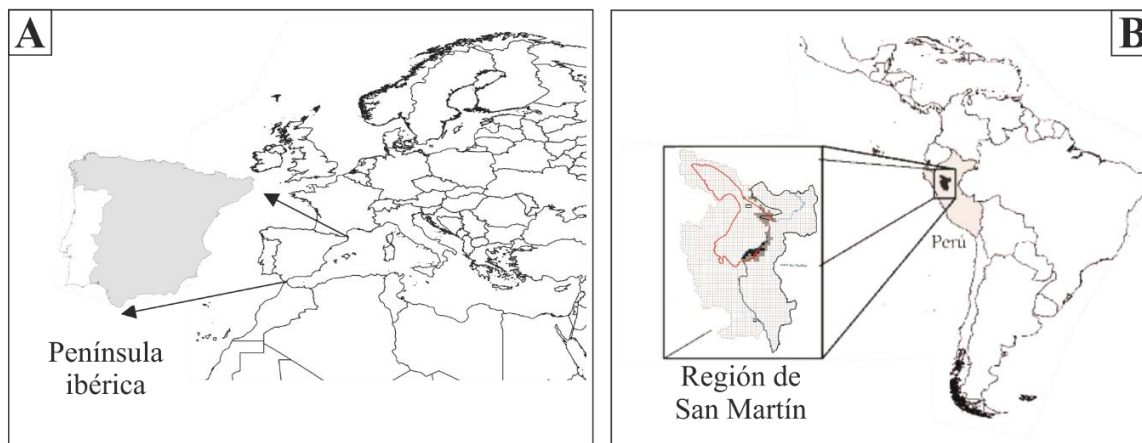
Tabla 1. Pares de especies ecológicamente relacionadas analizadas en el presente trabajo

Especie 1			Especie 2			Lugar del estudio	Trabajo de referencia
Familia	Nombre común	Nombre científico	Familia	Nombre Común	Nombre científico		
Geoemydidae	Galápagos leproso	<i>Mauremys leprosa</i> Schweiger, 1812	Emydidae	Galápagos de Florida	<i>Trachemys scripta</i> , Schoepff, 1792	España (provincia de Málaga)	Romero <i>et al.</i> , 2014
Viperidae	Víbora áspid	<i>Vipera aspis</i> Linnaeus, 1758	Viperidae	Víbora de Seoane	<i>Vipera seoanei</i> Lataste, 1879	Península ibérica	Chamorro <i>et al.</i> , 2019
Accipitridae	Buitre leonado	<i>Gyps fulvus</i> Hablizl, 1783	Accipitridae	Alimoche	<i>Neophron percnopterus</i> Linnaeus, 1758	España peninsular	Muñoz <i>et al.</i> , 2015
Mustilidae	Marta	<i>Martes martes</i> Linnaeus, 1758	Mustilidae	Garduña	<i>Martes foina</i> Erxleben, 1777	Península ibérica	Díaz-Ruiz <i>et al.</i> , 2019
Pitheciidae	Mono tocón de San Martín	<i>Plecturocebus oenanthe</i> Thomas, 1924	Pitheciidae	Mono tocón colorado	<i>Plecturocebus discolor</i> I. Geoffroy & Deville, 1848	Perú (región de San Martín)	Aliaga-Samanez <i>et al.</i> , 2019

2.2 Área de estudio

Distintos territorios de la península ibérica y selvas de Perú son los utilizados en el presente trabajo. La península ibérica es un territorio de aproximadamente 600.000 km² situado en el extremo suroeste de Europa. Su situación espacial es de gran interés en biogeografía, ya que presenta la distancia más corta de separación con el continente africano, estando además situado entre dos grandes masas de agua, el Mar Mediterráneo y el Océano Atlántico. Topográficamente se conforma de una meseta central y varias cadenas montañosas circundantes. Al estar unida al resto del continente europeo por su istmo entre los golfos de Vizcaya y León, y estar separada de África por el estrecho de Gibraltar, se comporta como una unidad biogeográfica. Dichas características confieren a la península ibérica una gran heterogeneidad ambiental y climática, presentando clima atlántico, mediterráneo y de interior (Font, 2000). En esta localización se han analizado las interacciones de cuatro parejas de especies ecológicamente similares (Figura 1A). El análisis de la última pareja de especies fue llevado a cabo en la región de San Martín, situado en la zona septentrional y central de Perú, en el flanco oriental del relieve andino. (Figura 1B). Ocupa principalmente zonas de selva alta. La región ocupa el sector medio del valle formado por el río Huallaga, que fluye de sur a norte. Este río representa una barrera geográfica semipermeable para la distribución de las dos especies de mono tocón (Aliaga-Samanez *et al.*, 2019). El clima predominante es subtropical y tropical, distinguiéndose dos estaciones: una seca de junio a setiembre y la otra lluviosa, de octubre a mayo.

Figura 1. Contextos geográficos de estudio.



A) Localización de la península ibérica indicando el límite geográfico de España peninsular;

B) Localización de la región de San Martín, Perú

3. MODELOS DE FAVORABILIDAD

3.1. Procesamiento de datos

Las distribuciones de las especies fueron obtenidas desde diferentes fuentes: los datos de reptiles se obtuvieron de Pleguezuelos *et al.* (2004); los de mamíferos de Palomo *et al.* (2007) y de Vermeer *et al.* (2011); y los datos de las aves de SEO-BirdLife (BirdLife International, 2015). Estos datos fueron incorporados en matrices de presencia y ausencia, obtenidas a partir de cuadrículas UTM de diferente resolución según los casos de estudio: 10 km x 10 km para los casos de la península ibérica y 5 km x 5 km para el caso de Perú. La malla obtenida para cada uno de los casos se utilizó como máscara para extraer y calcular los valores medios de las variables ambientales utilizadas para cada cuadrícula (ver fuentes utilizadas para las distintas variables ambientales para cada caso en Romero *et al.* 2014; Muñoz *et al.*, 2015; Aliaga-Samanez *et al.*, 2019; Chamorro *et al.*, 2019; Díaz-Ruiz *et al.*, 2019). Los datos de dichas variables se extrajeron desde capas ráster de al menos 1 km x 1 km de resolución. Para ello se utilizó la herramienta estadística zonal del software de ARCGIS (versión ArcGIS 10.5). Antes de la modelación en cada caso se aplicaron filtros como el test de correlación de Spearman para evitar multicolinealidad entre las distintas variables utilizadas, y la tasa de descubrimiento falso o FDR (siglas del inglés False Discovery Rate; Benjamini y Hochberg, 1995) para evitar el error tipo I. Se seleccionaron las variables con mayor poder explicativo para cada caso de estudio entre pares de variables correlacionadas con un test de Spearman superiores a 0,8.

3.2. Favorabilidad como algoritmo matemático de modelación de la distribución de las especies

El método analítico elegido fue la regresión logística binaria a través de un procedimiento por pasos hacia adelante condicional. Este se aplicó a partir de un conjunto de variables como la localización geográfica, el clima, la topografía o el factor antrópico, como variables independientes, y de la relación de presencias y ausencias de cada especie como variable

dependiente. En cada caso, el procedimiento indicado generó valores de probabilidad de presencia (P) para cada taxón en cada unidad geográfica de estudio según la ecuación:

$$P = e^y / (1 + e^y),$$

donde:

‘ e ’ es la base del logaritmo neperiano e ;

‘ y ’ es una combinación lineal de variables (*logit*) obtenida a partir de la regresión logística:

$$y = \alpha + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_n x_n,$$

siendo:

‘ α ’ el término independiente de la ecuación;

‘ x_n ’ las variables ambientales; y

‘ β_n ’ sus respectivos coeficientes.

Los valores de probabilidad (P), condicionados por el tamaño relativo de su distribución en el área de estudio, o prevalencia (Hosmer y Lemeshow, 1989), fueron transformados posteriormente en valores de favorabilidad (F), utilizando la Función de Favorabilidad (FF) descrita por Real *et al.*, 2006:

$$F = e^y / [(n_1/n_0) + e^y],$$

donde:

‘ n_1 ’ y ‘ n_0 ’ son el número de presencias y ausencias, respectivamente.

De esta manera, la FF, con respecto a la P , presenta la ventaja de proporcionar un resultado independiente de la prevalencia (Real *et al.*, 2006; Acevedo y Real, 2012), y el valor de favorabilidad responde únicamente al conjunto de variables ambientales utilizadas para construir el modelo. El resultado fue un modelo de favorabilidad para cada especie, que indica el grado en que las condiciones ambientales favorecen o desfavorecen la presencia de la especie.

3.3. Favorabilidad compartida y las relaciones de interacción entre especies

Entre las propiedades más importantes de la FF se encuentra la posibilidad de comparación directa entre los valores de favorabilidad obtenidos para diferentes especies (Estrada *et al.*, 2008; Barbosa *et al.*, 2010) y, por lo tanto, de combinar diferentes modelos mediante el uso de la lógica difusa (Zadeh, 1965; Barbosa y Real, 2012). El concepto difuso de los valores de favorabilidad, indica que cada localidad dentro del área de estudio pertenece en cierto grado, dentro del rango $[0, 1]$, al conjunto de localidades favorables para la presencia de una especie. En esta línea, se realizó un análisis espacial de la interacción entre la distribución de distintos pares de especies siguiendo el enfoque propuesto por Acevedo *et al.*, 2010, 2012. Se calculó la intersección difusa entre los modelos de favorabilidad de cada par de especies (Zadeh, 1965), o valor mínimo de favorabilidad en cada una de las unidades geográficas. Este procedimiento resaltó el conjunto espacial difuso de áreas simultáneamente favorables para ambas especies, esto es, la Favorabilidad compartida (F_c). Posteriormente, y teniendo en cuenta que una predicción se considera favorable cuando las probabilidades de favorabilidad son superiores a 4:1, y desfavorable cuando son menores a 1:4 (Muñoz y Real, 2006), se siguió el siguiente criterio para interpretar y discutir sobre las relaciones interespecíficas para cada par de especies analizado:

Cuando $F_c \geq 0,8$ o alta, se esperaría una coexistencia simpátrica entre cada par de especies, ya que las condiciones ambientales son favorables para ambas especies y se estarían minimizando los efectos de la competencia entre ellas.

Cuando F_c es intermedia (valores entre 0,2 y 0,8), existen recursos, pero no son suficientes para ambas especies, por lo que se esperaría la exclusión competitiva de una de ellas. Por lo tanto, si en dicha unidad geográfica la favorabilidad individual para una especie es mayor que la favorabilidad de la otra especie, el resultado de esta competición le sería más favorable, no siendo una situación adecuada si la especie con mayor valor de favorabilidad individual es una especie exótica invasora.

Cuando $F_c \leq 0,2$, los recursos en dichas cuadrículas son insuficientes (desfavorables) para al menos una de las especies, por lo que se esperaría una exclusión ambiental, si las condiciones son desfavorables para las dos especies, o una segregación ambiental donde las condiciones sean desfavorables solo para una de ellas.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

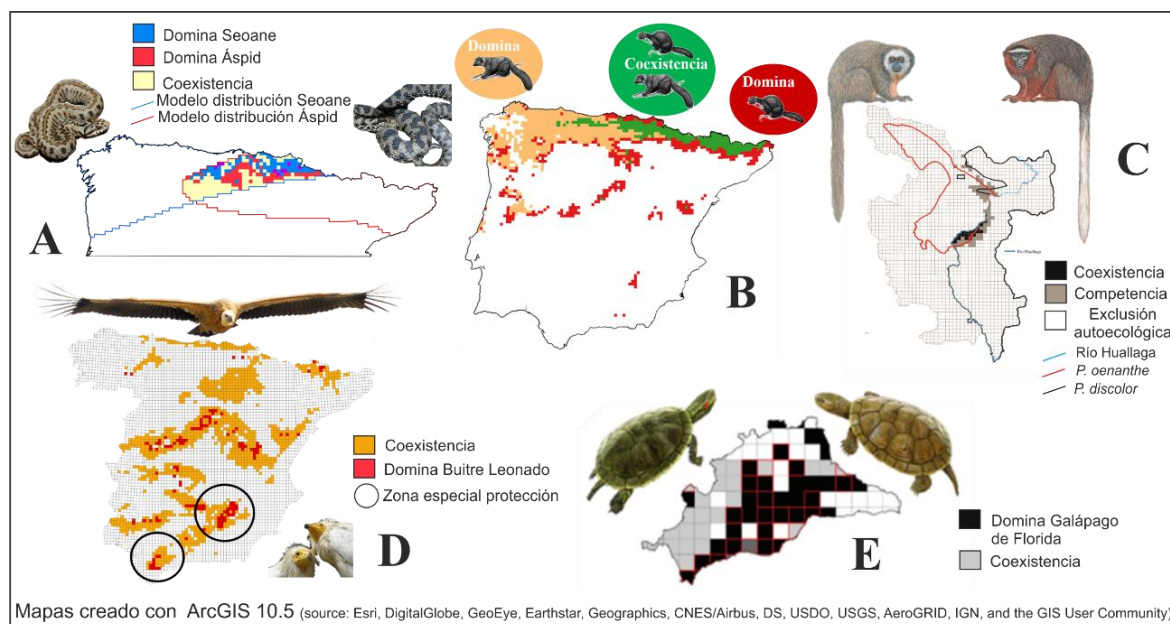
Se obtuvieron modelos de favorabilidad individual, y por tanto, de las relaciones interespecíficas o F_c , para todos los pares de especies y contextos de estudio analizados. Se muestra el mapa de favorabilidad derivado de cada caso, y se destaca para cada uno las zonas de dominancia y exclusión de cada una de las especies participantes en la interacción (Figura 2).

En el caso de los reptiles (Figura 2A y 2E), se analizaron las interacciones bióticas solo en territorios específicos dentro de sus áreas de distribución individuales más amplias. En el caso de los mamíferos (Figura 2B y 2C) se obtuvieron territorios de favorabilidad compartida, indicando cierto grado de competencia y, por tanto, de exclusión competitiva en superficies de territorio más extensas, como gran parte de la península ibérica o la Región de San Martín en Perú. Por último, se muestra el mapa de competencia del buitre leonado y el alimoche para España peninsular (Figura 2D).

Con respecto a las relaciones de competencia entre las especies analizadas, para cada caso se pudieron delimitar los territorios (cuadrículas) en los que predominan relaciones de coexistencia simpátrica y en los que predominan relaciones de exclusión competitiva (Figura 2).

Por un lado, los resultados mostraron que esta metodología puede ayudar a detectar los límites geográficos en relaciones ecológicas de: a) especies filogenéticamente relacionadas, como los vipéridos en la península ibérica, infiriendo además aspectos relacionados con sus historias evolutivas (Chamorro *et al.*, 2019); b) interacciones ecológicas entre carnívoros, con énfasis en el cambio en sus distribuciones, como es el caso de la marta y la garduña en la península ibérica (Díaz-Ruiz *et al.*, 2019); c) la interacción entre dos especies de primates cuyos equilibrios poblacionales están condicionados por la presencia de una barrera natural (Aliaga-Samanez *et al.*, 2019); d) la interacción biogeográfica entre dos especies de buitres, teniendo en cuenta que una, el buitre leonado, es una especie de distribución amplia, y la otra, el alimoche, una especie “en peligro” a nivel mundial en regresión en la mitad sur de la península (BirdLife International, 2015); o, e) la interacción entre una especie nativa y otra invasora de requerimientos fisiológicos similares, como es el caso del galápagu leproso en la provincia de Málaga, indicando los territorios dónde aplicar esfuerzos de control de la especie invasora (Romero *et al.*, 2014).

Figura 2.



- Región de competencia y exclusión entre víbora áspid y Seoane en el norte peninsular en cuadrículas de 10 km x 10 km. Se representa: en azul la dominancia para la víbora de Seoane y en rojo para áspid; y, en amarillo las zonas de coexistencia.
- Territorios de interacción entre la marta y la garduña en cuadrículas UTM 10 km x 10 km en la península ibérica. Se representa: en rojo la dominancia para la garduña y en naranja para la marta; y, en verde las zonas de coexistencia.
- Área de interacciones entre monos tocones en Perú en cuadrículas de 5 km x 5 km. Se representa: en gris las zonas de competencia; en negro las de coexistencia; y en blanco las de exclusión autoecológica.
- Territorios de dominancia y exclusión entre buitre leonado y alimoche en España peninsular en cuadrículas de 10 km x 10 km. Se representa: en rojo la dominancia del buitre leonado sobre el alimoche; y, en naranja las zonas de coexistencia, con posible exclusión sobre el alimoche.
- Cuadrículas de competencia entre galápagos acuáticos en la provincia de Málaga (España) en cuadrículas de UTM de 10 km x 10 km. Se representa: en gris las zonas de coexistencia; y en negro las zonas de dominancia del galápagos invasor de Florida sobre el galápagos leproso nativo.

Por otro lado, las implicaciones de esta metodología en el manejo y conservación de la biodiversidad han quedado reflejadas en estos trabajos, al detectar geográficamente los territorios en los que aplicar medidas de control de una invasión (Romero *et al.*, 2014); o, los territorios en los que implementar medidas de gestión para conservar el alimoche (Muñoz *et al.*, 2015), así como también se refleja en otros trabajos, como en la interacción entre ciervos nativos y cérvidos invasores en Gran Bretaña (Acevedo *et al.*, 2010), en la identificación de áreas fuentes y sumidero potenciales para mariposas en la península ibérica (Pulido-Pastor *et al.*, 2018), o en la interacción entre especies de fauna que actúan de vectores de una enfermedad (Romero *et al.*, 2019), entre otros. De esta manera, conociendo el tipo de interacción que se da en los territorios compartidos por estas especies se pueden tomar decisiones más dirigidas y eficaces como parte de los programas de conservación, ya que no solo se deben conocer los requisitos ambientales y ecosistémicos de una especie, sino también la biología de las interacciones con las especies con las que cohabita (Cornell y Lawton, 1992).

5. CONCLUSIONES

Los resultados corroboraron que todos los casos analizados entre especies con áreas de solapamiento o simpatria, independientemente de las regiones de estudio o resolución, mostraron que el análisis compartido de la favorabilidad individual de cada especie con la intersección difusa o F_c entre ambas constituye una herramienta útil para identificar geográficamente el tipo de relación ecológica entre ellas. Además, esta técnica produce valores de favorabilidad que son commensurables, lo que permite que pueda aplicarse en cualquier parte del mundo sin importar la localización de las especies, la extensión de sus distribuciones o el grupo de biodiversidad al que pertenecen las especies implicadas, funcionando tanto en las especies de vertebrados analizadas, como en invertebrados (Pulido-Pastor *et al.*, 2018; Romero *et al.*, 2019) y flora (Pulido-Pastor *et al.*, 2018).

Como refleja este trabajo, la FF es un algoritmo que permite no solo predecir y explicar la distribución favorable de las especies de manera individual, sino que, junto con las herramientas de la lógica difusa, aporta la versatilidad de analizar las relaciones interespecíficas entre un conjunto de especies con solapamiento de distribuciones. Además, se destaca que cuando la aplicación de esta técnica se da en especies protegidas o de interés especial, así como en procesos invasivos, genera resultados cartográficos esenciales para dirigir medidas de manejo y gestión territoriales que permitan una visión más holística de la conservación de la biodiversidad.

Agradecimientos

Dr. David Romero fue financiado por la Comisión Académica de Posgrado (CAP) de la Universidad de la República-UdelaR-Uruguay (2018-2020). Darío Chamorro fue subvencionado por la beca pre-doctoral FPU15/00123 del Ministerio de Educación, Cultura y Deporte. Dr. Francisco Díaz-Ruiz fue financiado por un contrato de investigación “Juan de la Cierva” (FJCI-2015-24949) del Ministerio Español de Economía, Industria y Competitividad. José María García-Carrasco fue financiado por una beca predoctoral (FPU17/02834). Alisa Aliaga-Samanez fue financiada por una beca predoctoral (FPU16/06710). Dr. Antonio-Román Muñoz fue financiado por el proyecto FEDERJA-276. Dr. Jesús Olivero fue financiado por el Proyecto CGL2016-76747-R del Ministerio de Economía, Industria y Competitividad de España y Fondos Europeos de Desarrollo Regional. Dr. Fernando Martínez-Freiría está financiado a través de un contrato por la Fundação para a Ciência e Tecnologia de Portugal (ref. DL57/2016/CP1440/CT0010).

REFERENCIAS

- Acevedo, P.; Ward, A.I.; Real, R.; Smith, G.C. (2010). Assessing biogeographical relationships in a multi-species system using favourability functions: a case study on British deer. *Divers Distrib.*, 16(4): 515-518. [doi:10.1111/j.1472-4642.2010.00662.x](https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00662.x)
- Acevedo, P.; Real R. (2012). Favourability: Concept, distinctive characteristics and potential usefulness. *Naturwiss.*, 99: 515-522. [doi: 10.1007/s00114-012-0926-0](https://doi.org/10.1007/s00114-012-0926-0)
- Aliaga-Samanez, A.; Real, R.; Vermeer, J.; Olivero, J. (2019). Modelling species distributions limited by geographical barriers: A case study with African and American primates. *Global Ecology and Biogeography*, 001-10. [doi:10.1111/geb.13041](https://doi.org/10.1111/geb.13041)
- Barbosa, A.M. (2010). *Memoria de tesis doctoral*. Málaga: Universidad de Málaga.
- Barbosa, A.M.; Real, R. (2012). Applying fuzzy logic to comparative distribution modelling: a case study with two sympatric amphibians. *Sci. World J.* [doi:10.1100/2012/428206](https://doi.org/10.1100/2012/428206)

- Benjamini, Y.; Hochberg, Y. (1995). Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. *J. Royal Stat. Soc.*, 57(1): 289-300.
- BirdLife International (2015). *Neophron percnopterus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T22695180A60117461.
- Díaz-Ruiz, F.; Martín-Taboada, A.; Farfán, M.A.; Márquez, A.L.; Muñoz, A.R.; Real, R. (2019). Competitive interactions between cousin species, a biogeographical approach with Iberian martens. *9th Bienial Conference of the International Biogeography Society*. Malaga, Spain.
- Chamorro, D.; Muñoz, A.R.; Martínez-Freiría, F.; Real, R. (2019). Using the fuzzy logic in the Distribution modelling of competitive interactions. *9th Bienial Conference of the International Biogeography Society*. Malaga, Spain.
- Cornell, H.V.; Lawton, J.H. (1992). Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: a theoretical perspective. *J. Anim. Ecol.*, 61: 1-12. [doi:10.2307/5503](https://doi.org/10.2307/5503)
- Estrada, A.; Real, R.; Vargas, J.M. (2008). Using crisp and fuzzy modelling to identify favourability hotspots useful to perform gap analysis. *Biodivers Conserv.*, 17: 857-871. [doi:10.1007/s10531-008-9328-1](https://doi.org/10.1007/s10531-008-9328-1)
- Font, I. (2000). *Climatología de España y Portugal*. Salamanca: Universidad de Salamanca
- García-Carrasco, J.M.; Aliaga-Samanez, A.; Chamorro, D.; Díaz-Ruiz, F.; Martín-Taboada, A.; Márquez, A.L.; Olivero, J.; Muñoz, A.R.; Martínez-Freiría, F.; Vermeer, J.; Real, R. (2019). La favorabilidad compartida en las relaciones biogeográficas de especies ecológicamente relacionadas. Contribución en *Congreso Biodiversidad y Conservación de la Naturaleza IV*.
- Hosmer, D. W.; Lemeshow, S. (1989). *Applied Logistic Regression*. Nueva York: John Wiley and Sons.
- Muñoz, A.R.; Márquez, A.L.; Real, R. (2015). Biogeographical interactions of ecologically related species: is the affecting the endangered? *7th Biennial Conference of the International Biogeography Society*. Bayreuth, Alemania.
- Muñoz, A.R.; Real, R. (2006). Assessing the potential range expansion of the exotic monk parakeet in Spain. *Divers Distrib.*, 12: 656-665. [doi:10.1111/j.1472-4642.2006.00272.x](https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2006.00272.x)
- Palomo, L.J., Gisbert, J.; Blanco, J.C. (2007). Atlas y libro rojo de los mamíferos terrestres de España. Madrid: Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU.
- Parker, J.D.; Burkepile, D.E.; Hayt, M.E. (2006). Opposing effects of native and exotic herbivores on plant invasions. *Science*, 311(5766): 1459-1461. [doi: 10.1126/science.1121407](https://doi.org/10.1126/science.1121407)
- Pulido-Pastor, A.; Márquez, A.L.; García-Barros, E.; Real, R. (2018). Identification of potential source and sink areas for butterflies on the Iberian Peninsula. *Insect Conserv Diver.*, 1: 479-492. [doi:10.1111/icad.12297](https://doi.org/10.1111/icad.12297)
- Pleguezuelos, J.M.; Márquez, R.; Lizana, M. (Eds.) 2004. *Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza; Asociación Herpetológica Española.
- Real, R.; Barbosa, A.M.; Vargas, J.M. (2006). Obtaining environmental favourability functions from logistic regression. *Environ. Ecol. Stat.*, 13: 237-245. [doi:10.1007/s10651-005-0003-3](https://doi.org/10.1007/s10651-005-0003-3)
- Romero, D.; Báez, J.C.; Ferri-Yáñez, F.; Bellido, J.J.; Real, R. (2014). Modelling favourability for invasive species encroachment to identify areas of native species vulnerability. *The Scientific World Journal*. [doi:10.1155/2014/519710](https://doi.org/10.1155/2014/519710)
- Romero, D.; Olivero, J.; Real, R.; Guerrero, J.C. (2019). Applying fuzzy logic to assess the biogeographical risk of dengue in South America. *Parasit Vectors*, 12(428). [doi:10.1186/s13071-019-3691-5](https://doi.org/10.1186/s13071-019-3691-5)
- Vermeer, J.; Tello-Alvarado, J.C.; Moreno-Moreno, S.; Guerra-Vásquez, F. (2011). Extension of the geographical range of white-browed titi mon-keys (*Callicebus discolor*) and evidence for sympatry with San Martin titi monkeys (*Callicebus oenanthe*). *International Journal of Primatology*, 32: 924-930. [doi:10.1007/s10764-011-9511-1](https://doi.org/10.1007/s10764-011-9511-1)
- Zadeh, L.A. (1965). Fuzzy Sets. *Information and control*, 8(3): 338-353. [doi:10.1016/S0019-9958\(65\)90241-X](https://doi.org/10.1016/S0019-9958(65)90241-X)

CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD
XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía
Santander (Cantabria), 22-25 junio de 2020



EL MAPA DE LA FLORA PROTEGIDA DE LA COMUNITAT VALENCIANA (ESPAÑA)

Albert Navarro Peris^{1,2}, Patricia Pérez Rovira¹, Josep E. Oltra Benavent¹, Joan Pérez Botella¹, Araucana Sebastián de la Cruz¹, Carlos Peña Bretón¹, Simón Fos Martín¹, Roger Carchano Jordá¹ y Emilio Laguna Lumbreras²

¹ VAERSA. València.

² Centre per a la Investigació i Experimentació Forestal (CIEF). Generalitat Valenciana, Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica, Servicio de Vida Silvestre. amenazada_cief@gva.es.

RESUMEN

Para evaluar el grado de amenaza de las especies amenazadas y su evolución a lo largo del tiempo en la Comunidad Valenciana se hace necesario un seguimiento periódico consistente en determinar su evolución demográfica y su distribución espacial precisa. Esta información ha de ser fácilmente accesible para los técnicos encargados de la gestión del territorio para garantizar así una tutela efectiva por parte de la administración competente.

El conjunto de estos datos georreferenciados conforma el mapa de la flora protegida valenciana. El mapa está disponible a través del Visor Cartográfico Interno de la Generalitat Valenciana, accesible a través de su intranet, de la que se facilita información a terceros previa solicitud. Este mapa es una herramienta fundamental para la localización precisa de estas poblaciones por parte de los técnicos de la Generalitat Valenciana con tareas relacionadas con la gestión del territorio. A principios del año 2019 la flora protegida valenciana incluida en el mapa de la flora protegida valenciana constaba de 157 especies distribuidas en 896 poblaciones. En total son 2.023 registros y cada uno corresponde a un censo para una fecha concreta con uno o más polígonos georreferenciados que representan la distribución de una población de una especie protegida.

Palabras clave: flora protegida, mapa, Comunitat Valenciana.

ABSTRACT

In order to assess the degree of threat and the evolution over time of the endangered species of the Valencian Community (Spain), a regular monitoring system consisting of determining the demographic trends and an accurate spatial distribution of these taxa is required. This information must be easily accessible to technicians responsible for territorial management in order to ensure, thus, an effective protection by the responsible administration.

The set of records makes up the map of the Valencian protected flora which is available by means of the Generalitat Valenciana's inner cartographic viewer, accessible on the intranet. This map provides information to third persons upon request and is an essential tool for the Generalitat's officials which are responsible of territorial management as it provides an accurate location of these populations. At the beginning of 2019, the monitored Valencian protected flora consisted of 157 species distributed through 896 populations. Total records are 2,023 and each record corresponds to a census in a specific date with one or more georeferenced areas, which represents the population distribution of one protected species.

Keywords: protected flora, map, Valencian Community.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Navarro Peris, A.; Pérez Rovira, P.; Oltra Benavent, J.E.; Pérez Botella, J.; Sebastián de la Cruz, A.; Peña Bretón, C.; Fos Martín, S.; Carchano Jordá, R.; Laguna Lumbreras, E. (2020). El mapa de la flora protegida de la Comunitat Valenciana (España). Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 165-172.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Antecedentes

La Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad crea el Listado de Especies Silvestres de Protección Especial (BOE, 2007) y establece, entre otras disposiciones, el Catálogo Español de Especies Amenazadas sumando en total 346 taxones de flora protegidos (BOE, 2011). Esta ley autoriza a las Comunidades Autónomas a establecer listados y catálogos equivalentes para su ámbito territorial y a establecer otros regímenes específicos de protección.

La Comunidad Valenciana cuenta con legislación propia para la protección de su flora más amenazada: el Decreto 70/2009, de 22 de mayo, del Consell, por el que se crea el Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas y se regulan medidas adicionales de conservación (DOGV, 2009). El listado inicial de taxones protegidos fue posteriormente modificado mediante la Orden 6/2013 del 25 de marzo (DOGV, 2013) actualmente vigente que incluye un listado de 85 taxones en dos categorías de protección: "Especies en peligro de extinción" y "Especies vulnerables". Además, la normativa incluye otras dos categorías con un grado de protección menor, "Especies protegidas no catalogadas" y "Especies vigiladas". Finalmente, un tercer grupo está formado por especies que, estando incluidas en el Listado Español de Especies en Régimen de Protección Especial -LESRPE, (BOE, 2011)- no encajan bien en ninguna de las categorías anteriores. En total son 394 taxones protegidos para las 5 categorías.

Con antelación a la publicación del Decreto 70/2009 técnicos del Servicio de Vida Silvestre (competente en protección de especies de flora, fauna y hábitats protegidos) ya venían realizando tareas de seguimiento de estas especies protegidas consistentes en cartografiar y censar sus poblaciones, dispersas por todo el territorio valenciano. Este seguimiento es fundamental para la conservación y protección: por una parte, se adquieren conocimientos sobre la abundancia y distribución de las poblaciones que permiten evaluar el estatus de amenaza de las especies y su evolución en el tiempo y por otro lado se obtiene el cartografiado de estas poblaciones, de manera que los gestores implicados en la toma de decisiones con respecto a estas especies protegidas cuenten con la información más actual y precisa. La necesidad de incorporar cartografías a escala de detalle en la gestión de especies amenazadas ya ha sido destacada de hecho en trabajos anteriores para la Comunidad Valenciana, como el de Marco *et al.* (2006, 2014).

1.2. Objetivos

Para una mejor accesibilidad y comprensión de toda la información disponible respecto a la distribución y abundancia de la flora protegida se planteó como objetivo la unificación y homogeneización de toda la cartografía de las especies de flora amenazadas generada año a año y a su vez facilitar su consulta a los técnicos implicados en la toma de decisiones en la gestión del territorio creando para ello el *Mapa de la Flora Protegida Valenciana*. La consulta a este mapa se realizaría a través del Visor Cartográfico Interno de la Generalitat Valenciana (VCIGV), una herramienta útil, versátil y al alcance de cualquier técnico de la administración valenciana a través de su intranet.

Complementariamente se analizan algunos aspectos sobre la distribución de la flora protegida.

2. METODOLOGÍA

Los trabajos implicaron la unificación de multitud de archivos con información cartográfica, la homogeneización de las geometrías y del sistema de referencia de coordenadas y la depuración de errores. Paralelamente, se implementaba contenido estandarizado a la cartografía, que hasta entonces se había limitado muchas veces a presentar información parcial sobre aspectos tales como el nombre de la especie, nombre de la población, fecha, tamaño poblacional, metodología empleada, área, técnico responsable, etc. Para la elaboración y dibujo de la cartografía se siguió la metodología apuntada en Navarro *et al.* (2010). Alternativamente, y para especies ligadas a hábitats acuáticos, se dibujó sobre ortofotos el contorno de las masas de aguas donde se detectaba la presencia de las especies protegidas. Se usaron diferentes versiones de los programas informáticos QGIS y gvSIG.

Para las diferentes observaciones relativas a la distribución de la flora protegida en territorio valenciano se ha utilizado los siguientes recursos cartográficos:

- Municipios (Sistema Cartográfico Nacional; IGR-PO 2016 CC-BY 4.0) y Modelo digital del terreno 5x5m (Sistema Cartográfico Nacional; MDT05 2015 CC-BY 4.0).
- Espacios protegidos de la Comunidad Valenciana: Parques Naturales, Zonas Húmedas, Parajes Naturales Municipales, Paisajes Protegidos, Lugares de Interés Comunitario, Zonas Especiales de Conservación y Microrreservas de Flora (Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica - Generalitat Valenciana; Espacios Protegidos 2017 CC BY 4.0 Generalitat).
- Línea de deslinde del Dominio Público Marítimo-Terrestre (Ministerio para la Transición Ecológica-MITECO).
- Censo municipal de habitantes, año 2018 (INE 2020).

Para georreferenciar cada población se ha simplificado su área de ocupación a un solo punto correspondiente a su centroide.

3. RESULTADOS

El mapa está disponible desde 2014 a través del VCIG, información solo accesible a través de la intranet corporativa de la Generalitat Valenciana, y que puede ser facilitada a terceros previa solicitud. Para usuarios externos está accesible por internet sólo la localización en cuadrículas UTM de 1x1 km, datum ETRS89, a través de la dirección <https://visor.gva.es/visor/>, que transfiere la información contenida en el Banco de Datos de la Biodiversidad de la Comunitat Valenciana (BDBCv, <https://bdb.gva.es/>).

Desde 2014 el número de especies y registros ha ido aumentando progresivamente hasta que a principios del año 2019 el mapa de la flora protegida valenciana alcanzó las 157 especies distribuidas en 896 poblaciones (Tabla 1) sumando en total 2.032 registros. Cada registro corresponde a un censo para una fecha concreta con uno o más polígonos georreferenciados que representan la distribución de una población de una especie protegida. Además, cada registro incluye información adicional: nombre científico del taxón, nombre de la población, fecha, método de censo, municipio, categoría de protección, área (m²), etc. La escala del mapa es 1:5.000 y su sistema de referencia de coordenadas es EPSG: 3042.

Las figuras 1 y 2 muestran diferentes capturas de pantalla del VCIGV con el mapa de la flora protegida activado a diferentes escalas; de menor a mayor.

Tabla 1. Número de taxones y poblaciones por categoría de protección

Categoría de protección	Taxones	Poblaciones
Especies en Peligro de Extinción	35	158
Especies Vulnerables	50	319
Especies Protegidas no Catalogadas	66	388
Otros	6	31
Total	157	896

Figura 1. Las poblaciones están representadas por puntos rojos y aparece etiquetado el correspondiente taxon protegido

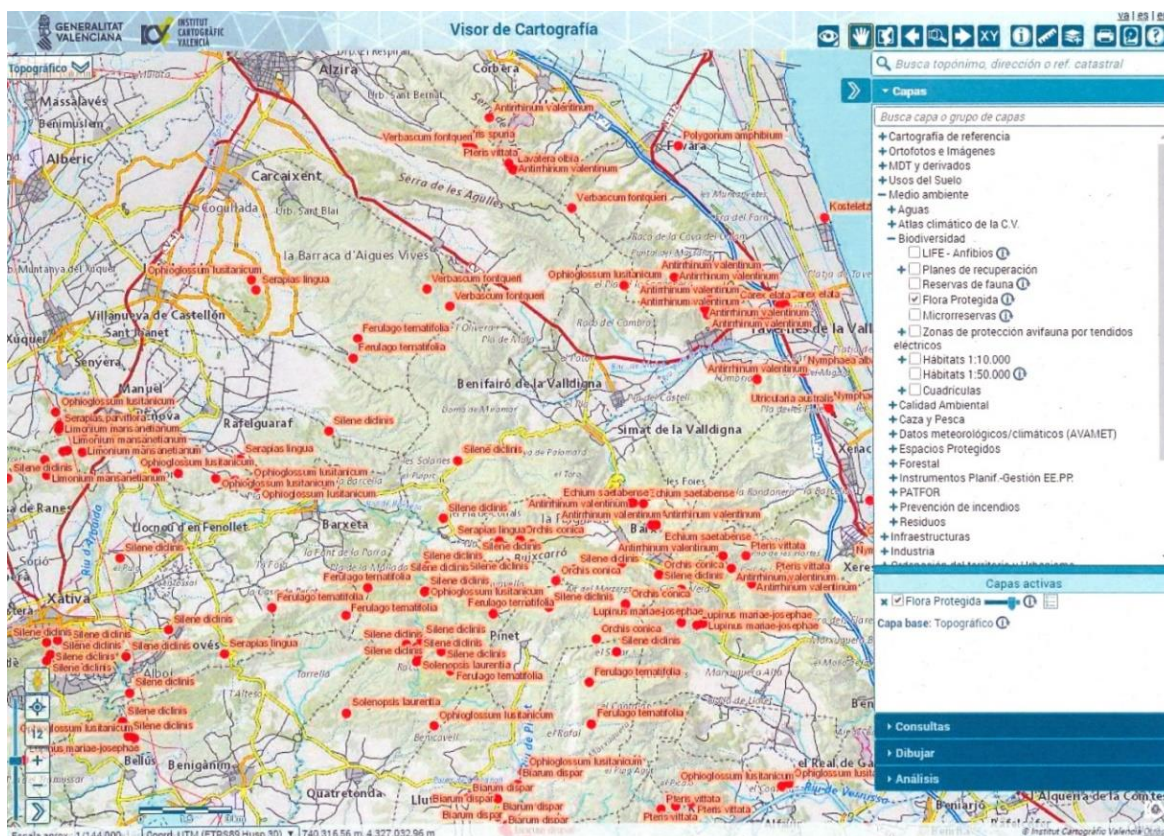
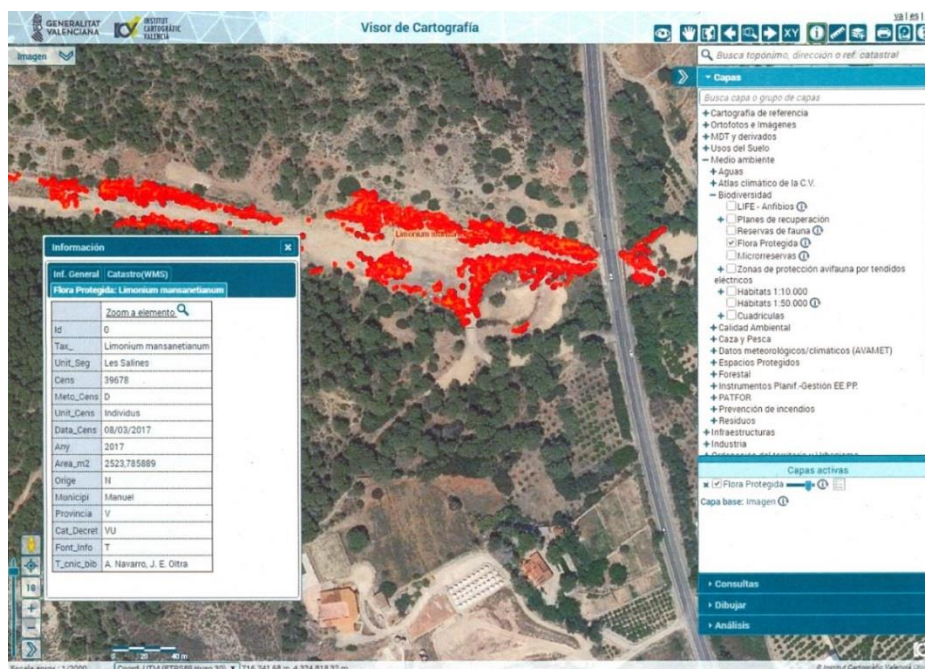


Figura 2. Las poblaciones están representadas por polígonos de contorno negro y relleno rojo



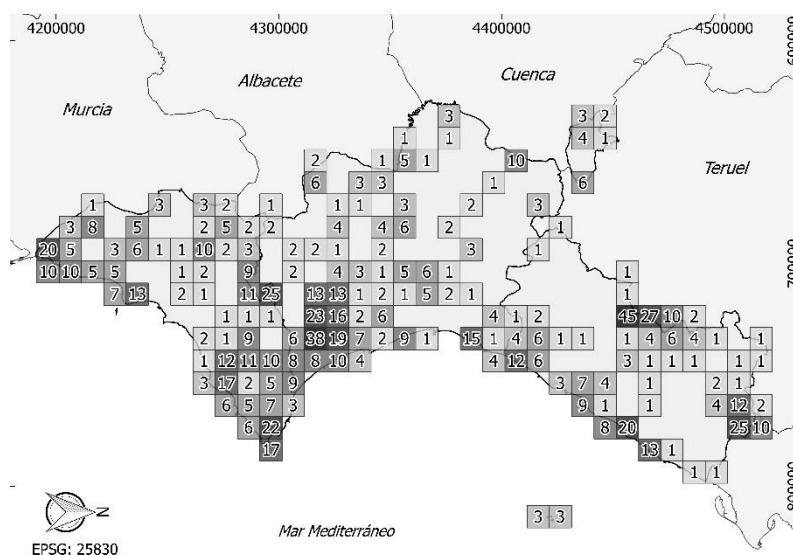
Se muestra la información adicional que se puede consultar seleccionando el registro deseado.

4. ALGUNAS OBSERVACIONES RELATIVAS AL MAPA DE LA FLORA PROTEGIDA

4.1. Distribución de las poblaciones de flora protegida en la Comunidad Valenciana

El mapa 1 muestra la distribución de las poblaciones en el territorio por cuadrículas de 10x10 km.

Mapa 1. Distribución de las poblaciones por cuadrículas 10x10 km

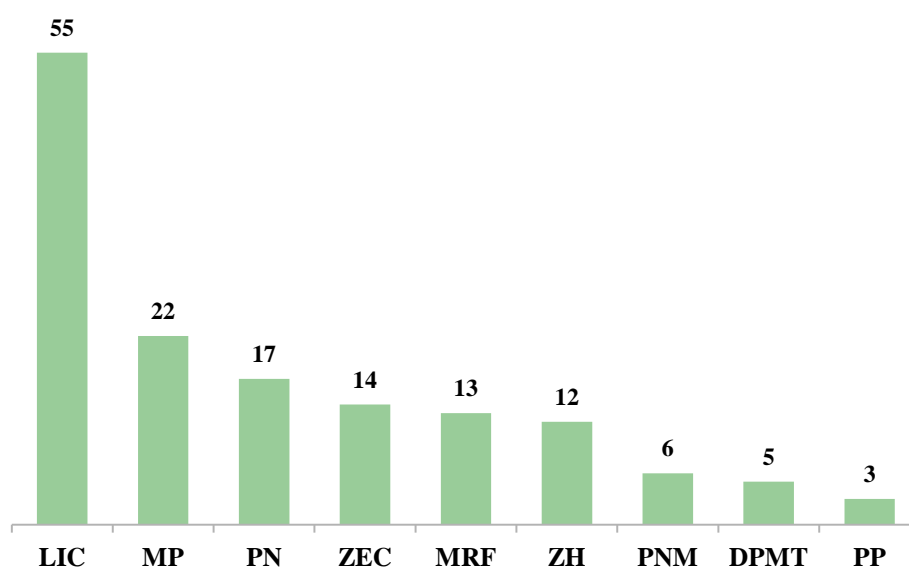


Las poblaciones se distribuyen en 197 municipios de un total de 542 en territorio valenciano. El 50% de las poblaciones recaen en solo 26 de esos municipios. El 58% de las poblaciones se encuentran en municipios de menos de 150 hab/km² y un 68% en municipios de menos de 250 hab/km². El 54% ocupa municipios de menos de 5.000 habitantes y un 70% municipios de menos de 20.000 habitantes. El 50% de las poblaciones se encuentra a menos de 18 km de la línea de costa y el 90% a menos de 53 km, con un máximo a 128 km de la costa. El 34% se encuentra por debajo de los 250 m s.n.m. El resto se distribuye de manera más o menos regular hasta el intervalo 1.550-1.780 m s.n.m. donde solo se encuentran el 1,5% de las poblaciones.

4.2. Distribución de las poblaciones de flora protegida en la Comunidad Valenciana por figura territorial de protección y/o gestión

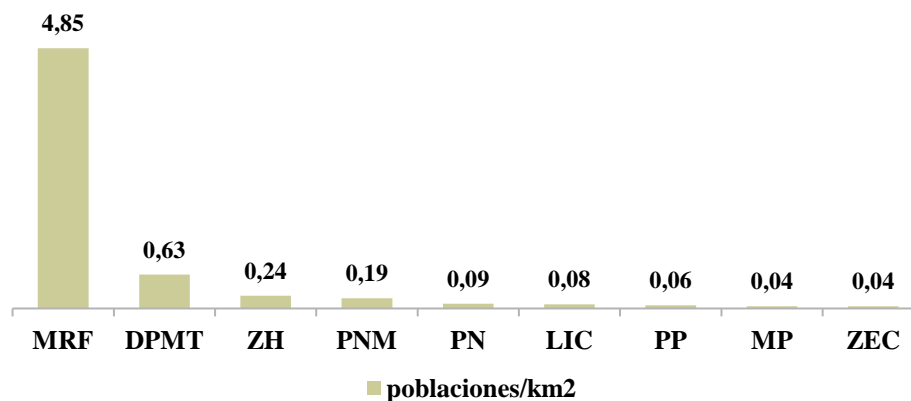
En lo que atañe a la protección territorial y gestión del medio natural, de un total de 9 figuras consideradas hasta un 68% de las poblaciones se encuentra en al menos una de estas. De este 68% de poblaciones, los ‘Lugares de Interés Comunitario’ de la Red Natura 2000 es la figura que más poblaciones de flora protegida incluye, un 55%, seguida de ‘Montes Públicos’, un 22%, y a continuación ‘Parques Naturales’ (Figura 3). No es de extrañar este orden ya que estas figuras de protección cuentan con grandes superficies en el territorio. Sin embargo, si ponderamos el número de poblaciones con la superficie total para cada uno de estos espacios (Figura 4) la figura de protección con más poblaciones por kilómetro cuadrado es la Microrreserva de Flora, con 4,77 pob/km², seguida del Dominio Público Marítimo-Terrestre, con un 0,63 pob/km². El resto de espacios tiene menos de 0,5 pob/km².

Figura 3. Porcentaje de poblaciones de flora protegida para cada figura de protección considerada



Lugar de Interés comunitario: LIC; Montes Públicos: MP; Parques Naturales: PN;
Zona Especial de Conservación: ZEC; Microrreservas de Flora: MRF; Zonas Húmedas: ZH;
Parque Natural Municipal: PNM; Dominio Público Marítimo-Terrestre: DPMT; Paisaje Protegido: PP.

Figura 4. Número de poblaciones por km² dentro de cada figura de protección

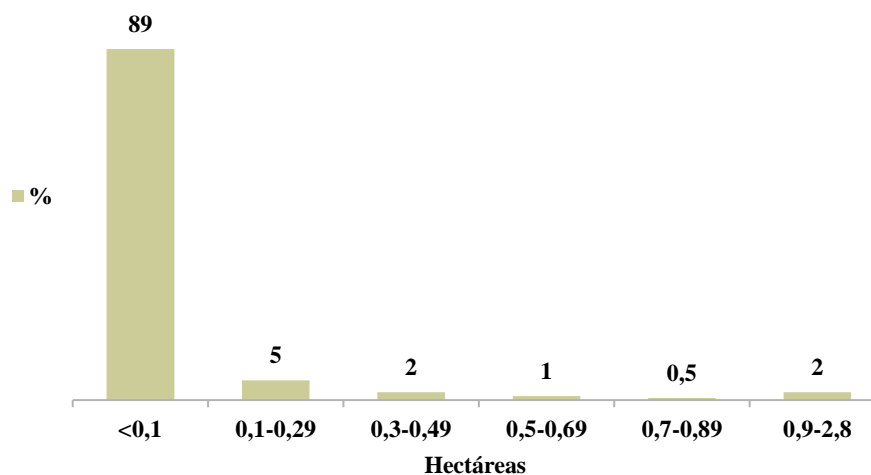


Lugar de Interés comunitario: LIC; Montes Públicos: MP; Parques Naturales: PN;
 Zona Especial de Conservación: ZEC; Microrreservas de Flora: MRF; Zonas Húmedas: ZH;
 Parque Natural Municipal: PNM; Dominio Público Marítimo-Terrestre: DPMT; Paisaje Protegido: PP.

4.3. Superficie de las poblaciones de flora protegida

La mayoría de las poblaciones, un 89%, tienen menos de 0,1 hectáreas cada una (Figura 5) mientras que solo un 2% supera la hectárea.

Figura 5. Porcentaje de poblaciones en función del tamaño de su área



5. CONCLUSIONES

El mapa de la flora protegida valenciana incluido en el VCIGV supone para la Generalitat Valenciana una herramienta útil, versátil y accesible, usable tanto por los técnicos gestores de medio ambiente como por los de aquellos departamentos cuya gestión puede generar riesgos de conservación para las especies amenazadas (urbanismo, industria, infraestructuras, etc.). Este mapa se continúa actualizando año a año con la información más reciente. La protección legislativa de parte de la flora no es una mera descripción de su rareza o amenaza de extinción, es decir, un simple inventario de especies por categoría de riesgo. Supone en realidad el compromiso legal de las administraciones para su conservación en el tiempo, así como una disminución del estatus de amenaza para las especies en las categorías de mayor

protección. Sin un conocimiento preciso de la distribución de las poblaciones protegidas es muy difícil la gestión efectiva por parte de los gestores responsables.

El total de taxones de flora vascular reconocidos para el territorio valenciano asciende a 3.529 (Mateo y Crespo, 2014) por lo que algo más del 14% de los mismos está incluido en alguna categoría de protección según la legislación valenciana vigente. El 100% de las especies de las 2 máximas categorías de protección está incluida en el mapa de la flora protegida valenciana.

Un estudio más ambicioso que analizara la distribución de estas poblaciones podría encontrar patrones que explicaran la desigual riqueza y distribución territorial de estas especies amenazadas y quizá ayudar y capacitar a los técnicos implicados en la búsqueda de nuevas poblaciones.

Hasta un 68% de las poblaciones protegidas está en al menos una figura de protección territorial gestionada por las administraciones públicas. La figura que más poblaciones engloba es la de LIC. Sin embargo, la figura que más poblaciones comprende por kilómetro cuadrado es la de Microrreserva de Flora.

La gran mayoría de poblaciones tiene un área de ocupación de menos de 1.000 m². Esto es concordante con la naturaleza de estas poblaciones a las que se les supone un área pequeña acorde con la rareza que justifica su inclusión en listados de conservación.

REFERENCIAS.

- BOE (2007). Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. *Boletín Oficial del Estado*, 29914, diciembre de 2017: 51.275-51.327.
- BOE (2011). Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. *Boletín Oficial del Estado*, 46, 23 de marzo de 2011: 20.912-20.951.
- DOGV (2009). Decreto 70/2009, de 22 de mayo, del Consell, por el que se crea y regula el Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas y se regulan medidas adicionales de conservación. *Diari Oficial de la Generalitat Valenciana*, 6.021, 26 de mayo de 2009: 20.143-20.162. https://www.dogv.gva.es/portal/ficha_disposicion_pc.jsp?sig=005937/2009&L=1
- DOGV (2013). Orden 6/2013, de 25 de marzo, de la Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente, por la que se modifican los listados valencianos de especies protegidas de flora y fauna. *Diari Oficial de la Generalitat Valenciana*, 6996, 4 de abril de 2013: 8682-8690. http://www.dogv.gva.es/portal/ficha_disposicion_pc.jsp?sig=003163/2013&L=1
- Marco, J.A.; Ramón, A.; Padilla, A.; Sánchez, A.; Giménez, P.; Martínez, E. (2006). Cartografía ecológica a escala de detalle mediante GPS y SIG: Nuevas aplicaciones en el sector oriental de Aitana. *Geografía Física y Medio Ambiente*. Guía de campo de las XXI Jornadas de Geografía Física. Alacant, 2006. Alicante: Asociación de Geógrafos Españoles; Universidad de Alicante, 183-194. doi10.13140/RG.2.1.3545.8408
- Marco, J.A.; Sánchez, A.; Padilla, A.; Giménez, P. (2014). Identificación de impactos sobre flora rara, endémica o amenazada mediante el análisis de secuencias espacio-temporales. Zaragoza, B.; Ramón, A. *Tecnologías de la información para nuevas formas de ver el territorio*. XVI Congreso Nacional de Tecnologías de Información Geográfica. Alicante: Universidad de Alicante; Asociación de Geógrafos Españoles: 516-526.
- Mateo Sanz, G.; Crespo Villalba, M.B. (2014). *Claves ilustradas para la flora valenciana*. Jaca: Jolube Consultor Botánico y Editor, Colección Monografías de Flora Montiberica, nº 5.
- Navarro, A.J.; Oltra, J.E.; Pérez Botella, J.; Pérez Rovira, P.; Laguna, E. (2010). Cartografía de poblaciones de taxones del Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas. Giménez, P.; Marco, J.A.; Matarredona, E.; Padilla, A.; Sánchez, A. (Eds.). *Biogeografía. Una ciencia para la conservación del medio*. Alicante: Universidad de Alicante: 99-107.

RELACIONES BIOCLIMÁTICAS Y BIOGEOGRÁFICAS DE LA VEGETACIÓN POTENCIAL A LO LARGO DE UN DOBLE MACROTRANSECTO COSTA A COSTA POR EL CENTRO DE ESTADOS UNIDOS

Manuel Peinado Lorca¹, Alejandro Aparicio Valenciano²,
Juan Luis Aguirre Martínez² y José Delgadillo Rodríguez³

¹ *Instituto Franklin de Estudios Norteamericanos. Universidad de Alcalá (España).*
manuel.peinado@uah.es.

² *Cátedra de Medio Ambiente. Universidad de Alcalá (España).*
alejandro.aparicio@uah.es; juanl.aguirre@uah.es

³ *Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Baja California, Campus de Ensenada, BC, México.*
jdelga.jose@gmail.com

RESUMEN

Se presenta una clasificación bioclimática de la vegetación de los Estados Unidos. Utilizando un sistema de información geográfica, se localizaron 957 estaciones meteorológicas a lo largo de un macrotransecto longitudinal desde las costas del Atlántico hasta las del Pacífico en cinco mapas temáticos. Utilizando estos mapas, fuentes bibliográficas y trabajos de campo, se dedujo la vegetación potencial (VP) de cada estación meteorológica. A continuación, se asignaron los diferentes tipos de VP a nivel de alianza usando la US National Vegetation Classification (USNVC). La relación bioclimática de las unidades de la USNVC se interpretó utilizando la clasificación bioclimática propuesta en sucesivas aproximaciones por S. Rivas-Martínez. La distribución biogeográfica de las alianzas se relacionó principalmente con los dos macrobioclimas (Mediterráneo y Templado) del gradiente longitudinal examinado, aunque algunos factores edáficos provocan la aparición de comunidades vegetales especializadas.

Palabras clave: Bioclimatología, Biogeografía, vegetación potencial, Norteamérica.

ABSTRACT

This report presents a bioclimatic classification of the vegetation of the United States. For this classification, a geographical information system was used to locate weather stations along a longitudinal macrotransect from the shores of the Atlantic to Pacific on four maps: Map of the Physiographic Divisions of the Conterminous US, US Potential Natural Vegetation Map, US Ecoregion Map, and Terrestrial Ecosystems-Isobioclimates Map of the Conterminous United States. Based on these maps, bibliographic resources and field data, we deduced the potential vegetation (VP) of each weather station and then assigned the different VP types to alliances using the US National Vegetation Classification (USNVC). The bioclimatic distribution of the USNVC units defined was then interpreted using the bioclimatic classification proposed in successive approximations by S. Rivas-Martínez. The distribution of alliances was mainly linked to the macrobioclimates (Mediterranean and Temperate) of the longitudinal gradient examined, though some edaphic factors induced the appearance of specialized plant groups.

Keywords: Bioclimatology, Biogeography, potential vegetation, North America.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Peinado Lorca, M.; Aparicio Valenciano, A.; Aguirre Martínez, J.L.; Delgadillo Rodríguez, J. (2020). Relaciones bioclimáticas y biogeográficas de la vegetación potencial a lo largo de un doble macrotransecto costa a costa por el centro de Estados Unidos. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 173-181.

1. INTRODUCCIÓN

Actualmente, la vegetación de Estados Unidos se está describiendo en un sistema de clasificación (USNVC 2010) en el marco de EcoVeg, un nuevo enfoque de clasificación fisionómica-florística-ecológica que se aplica a la vegetación existente en todo el mundo (Faber-Langendoen *et al.*, 2014).

Según el concepto de Ecorregión (Omernik y Griffith, 2014), la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) prácticamente ha completado la cartografía de las ecorregiones de los Estados Unidos (EPA, 2016) y, siguiendo los métodos bioclimáticos de Rivas-Martínez, el Servicio Geológico estadounidense ha publicado un mapa de isobioclimas (Cress *et al.*, 2009). Estos avances han ido sistematizando gradualmente el conocimiento de los ecosistemas de Norteamérica adoptando un esquema fitosociológico similar al empleado por la Unión Europea en la cartografía de hábitats de la Red Natura 2000.

Basado en un conjunto de criterios de análisis de la vegetación, que incluyen fisionomía y flora junto con las características ecológicas, la USNVC establece dos categorías amplias: vegetación natural potencial (incluida la seminatural) y vegetación antrópica en el sentido del geógrafo Kùchler (1969). Nuestro trabajo se ha centrado exclusivamente en la vegetación potencial natural, definida como la vegetación resultante de procesos ecológicos determinados principalmente por la ecología de las especies y las características del lugar analizado (Kùchler, 1969).

En la USNVC, la vegetación natural consta de ocho niveles jerárquicos organizados en tres niveles superiores (Clase, Subclase, Formación), tres niveles medios (División, Macrogrupo, Grupo) y dos niveles inferiores, Alianza y Asociación, definidos por la composición florística asociada con los gradientes topográficos locales o regionales. Como el proceso de definir asociaciones está todavía poco desarrollado, la categoría de "alianza" fue el nivel elegido para nuestro estudio.

Entre las costas del Atlántico y del Pacífico norteamericano se suceden una serie de ecorregiones biogeográficas caracterizadas por varios tipos de formaciones. Para interpretar los factores bioclimáticos que influyen en la distribución de esas ecorregiones e identificar la vegetación potencial que las caracteriza, hemos realizado un doble macrotransecto por carretera que enlaza las costas atlánticas entre la península Delmarva, Maryland, hasta la costa pacífica en California. A lo largo de esos dos transectos, cuyas dos localidades extremas, Assateague (Maryland) y Eureka (California), están separadas por 4.000 km en línea recta, se seleccionaron 957 estaciones meteorológicas, cuyos datos de precipitación y temperatura fueron utilizados para incluirlas en la tipología bioclimática de Rivas-Martínez *et al.* 2016 (CRM en adelante).

Nuestro estudio fue diseñado para identificar los grupos naturales de la USNVC existentes en el área de estudio para correlacionarlos con las ecorregiones de la EPA a Nivel IV, que a su vez se han relacionado con la clasificación biogeográfica de América del Norte a nivel de sector (Rivas-Martínez *et al.*, 1999), y con los tipos bioclimáticos que determinan su distribución en todo el continente utilizando nuestros propios datos cuando las estaciones meteorológicas tenían datos completos de precipitación y temperatura o, en su defecto, el mapa de isobioclimas de Estados Unidos (Cress *et al.*, 2009). Como resultado, a cada estación se le asignaron los siguientes atributos: 1) isobioclima; 2) vegetación potencial climatófila o edafófila; 3) subsector biogeográfico; 4) ecorregión en el nivel IV; 5) alianza de la USNVC. En esta comunicación, presentamos un resumen de los resultados para el macrobioclima Mediterráneo ya publicados en Peinado *et al.* (2018), y un avance de los encontrados para el macrobioclima templado actualmente en proceso de revisión en *Plant Biosystems* (Peinado *et al.*, 2020).

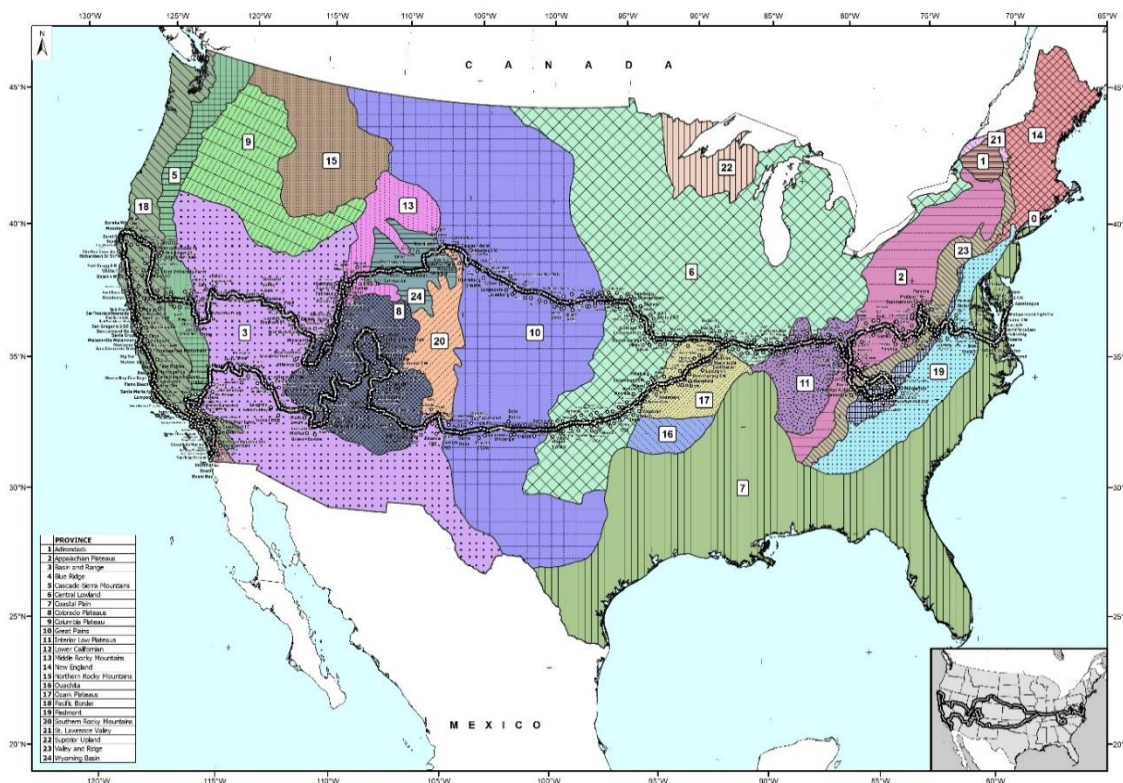
2. ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El área de estudio es un trazado de 100 km de ancho (50 km a cada lado) formado por dos transectos latitudinales que comienzan como un tramo común extendido desde la costa atlántica en Maryland hacia el oeste hasta alcanzar un punto desde el cual surgen una rama norte y una rama sur para formar un bucle (Figura 1), gracias al cual se pudieron incluir las estaciones de los desiertos fríos de la Gran Cuenca (rama norte del bucle) y los desiertos cálidos de Mohave, Sonora y Arizona, además de las praderas de Nuevo México, Oklahoma y Texas (rama sur del bucle). Además, hay otras dos desviaciones del trazado general de dirección este-oeste. La figura 2 muestra los perfiles altitudinales de ambos transectos.

Figura 1¹. Transectos y provincias fisiográficas

Fuente: elaboración propia. Mapa fisiográfico de fondo de Fenneman y Johnson (1946)



Las líneas trazan la ruta principal seguida. Los puntos marcan las estaciones meteorológicas examinadas.

2.2. Selección de parcelas de muestreo y análisis de la vegetación potencial

Antes de realizar los trabajos de campo, se preparó un sistema de información geográfica (SIG) utilizando ArcMap (versión 9.3). En este SIG se ingresaron las 957 estaciones meteorológicas localizadas en el área de estudio, que fueron situadas digitalmente en cuatro mapas: Fenneman y Johnson (1949); Küchler (1964) (ajustado espacialmente por Data Basin, 2012); EPA (2016); y Cress *et al.* (2009). Las estaciones fueron también superpuestas

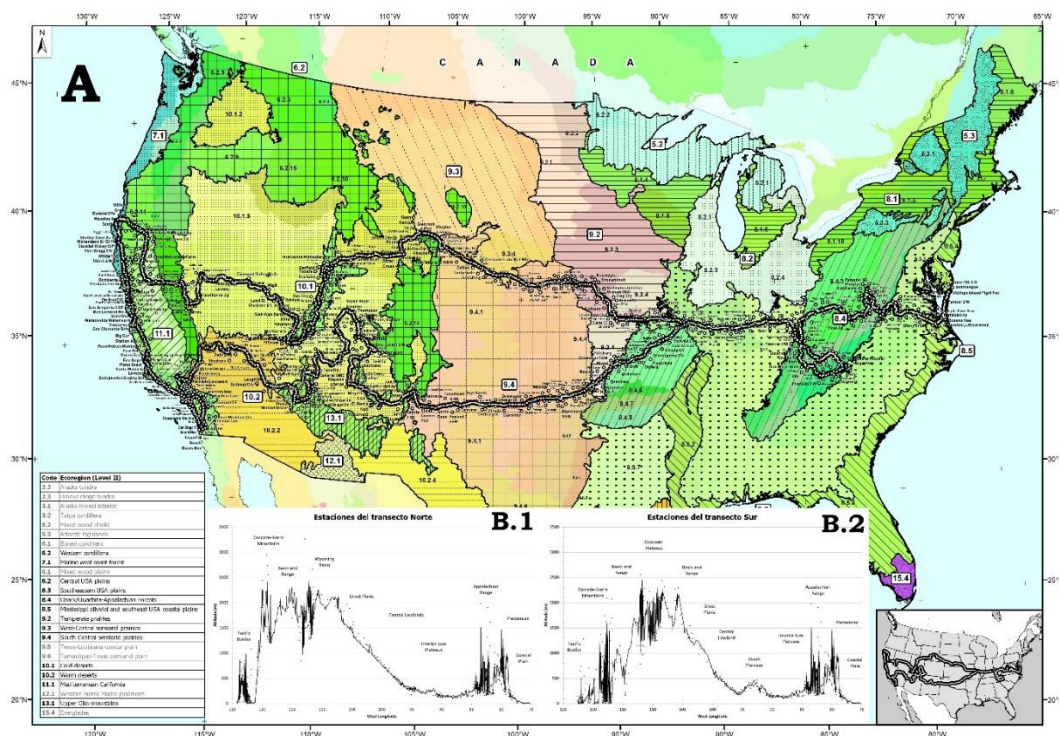
¹ Las figuras, a mayor tamaño, y las tablas que, por su extensión, no pueden incluirse en el texto pueden verse en este enlace <https://drive.google.com/drive/u/1/folders/1Ktn8iTuk-yxBwSyF27wehcEnzfqoCDsx>.

manualmente en el mapa biogeográfico de Rivas-Martínez *et al.* (1999). A continuación, seleccionamos parcelas en (o cerca de) cada estación examinando imágenes de satélite (<http://earth.google.com>) para asegurar la presencia de vegetación natural que estuviera relativamente bien conservada.

Utilizando fuentes bibliográficas, el mapa de Küchler, el de Rivas-Martínez y colaboradores, los mapas de ecorregiones por estado y nuestros datos de campo adquiridos desde 1989, la vegetación alrededor de cada estación meteorológica se situó en un determinado sector biogeográfico y en una ecorregión de nivel IV, y clasificada según el concepto de "vegetación natural potencial" (VP) siguiendo los tipos de Küchler (1964).

Figura 2¹. Perfiles altitudinales de los dos transectos

Fuente: elaboración propia. El mapa de fondo es el de las ecorregiones de la EPA a nivel II (EPA 2016).



Los puntos marcan las estaciones meteorológicas examinadas. Las líneas trazan la ruta principal seguida. Las estaciones visitadas están situadas a un máximo de 50 km a cada lado de la ruta principal.

2.3. Análisis climático

Del total de estaciones elegidas, 432 ofrecían normales climatológicas completas que fueron recopiladas de NOAA (2002). Los datos climáticos de cada una de ellas se utilizaron para calcular varios parámetros e índices (Tabla 1¹). Además de relacionar las variables climáticas con las unidades de vegetación, los índices se utilizaron para integrar las estaciones meteorológicas en la CRM a través del programa BIOCLIMA (Alcaraz, 2006). Una vez que se obtuvieron los isobioclimas para cada estación mediante ese programa, se confirmaron utilizando el mapa de Cress *et al.* (2009). Este mapa se utilizó también para obtener los isobioclimas correspondientes a las 525 estaciones que solo ofrecen datos de temperatura.

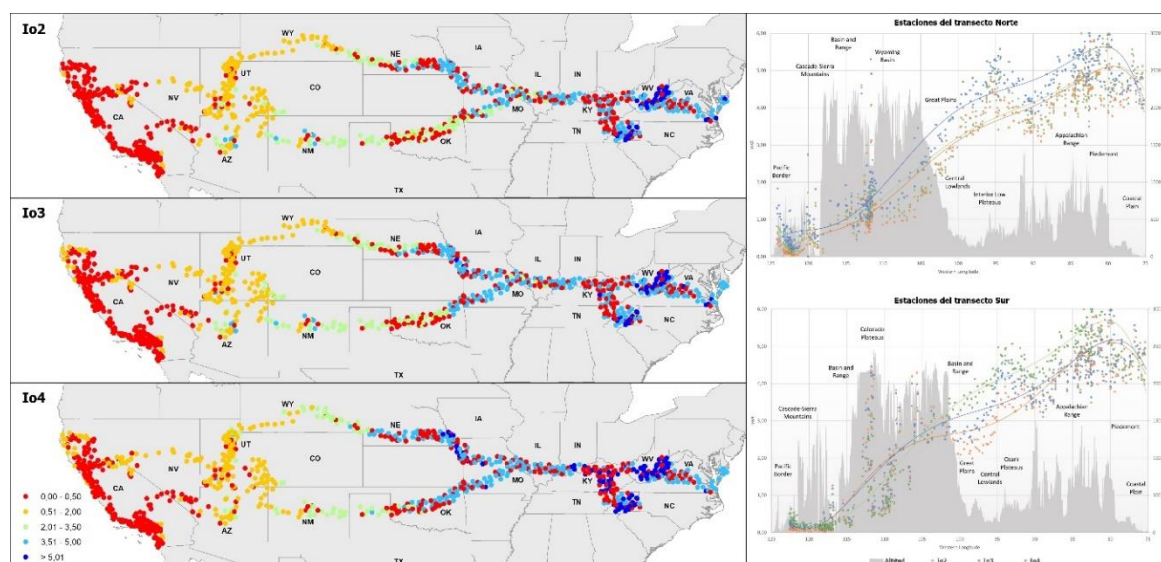
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Clima

Las tendencias climáticas deducidas de los datos de las 957 estaciones meteorológicas examinadas aparecen en la figura 3, se exponen en la tabla 2¹ y se resumen en la tabla 3¹. Aunque los datos de lluvia y temperatura para cada estación están muy afectados por factores locales como altitud, orientación y orografía, se observa un gradiente longitudinal de precipitaciones.

Figura 3¹. Líneas de regresión polinómica para tres índices ombrotérmicos a lo largo de ambos macrotrsectos

Fuente: elaboración propia.



Esta tendencia se refleja claramente en el índice ombrotérmico de los dos meses consecutivos más secos del año (I_{02}), que aumenta desde la costa del Pacífico hacia el este. Desde la costa del Pacífico hasta la vertiente occidental de las Montañas Rocosas, todas las estaciones muestran una sequía de verano indicada por su $I_{02} < 2$. Durante los dos meses más calurosos del verano en todas ellas la precipitación en milímetros (P) siempre es menor que el doble de la temperatura en grados centígrados (T). Por definición, el clima Mediterráneo se caracteriza por al menos dos meses secos consecutivos en los cuales ($P < 2T$) durante el período más cálido del año (Walter, 1985). Las 325 estaciones con un $I_{02} < 2$ se clasificaron como mediterráneas, y el resto como templadas.

La tabla 3¹ muestra que la gran diferencia entre las estaciones mediterráneas y templadas es la sequía de los tres meses de verano (I_{02} , I_{03} e $I_{04} < 1$). Otra diferencia muy significativa entre ambos grupos de macrobioclimas es el Índice de Continentalidad (I_c), mucho más alto en el grupo Templado, lo que se debe en gran medida a la moderada influencia térmica que ejerce el Pacífico con respecto al Atlántico, cuyo clima costero es muy contrastado debido a la doble influencia de las corrientes del Golfo y del Labrador.

Las Grandes Llanuras, flanqueadas al oeste y al este por montañas, son un territorio cerrado donde los vientos húmedos que provienen del Golfo prevalecen en verano y llevan humedad hasta tierras canadienses. Por tanto, todas esas planicies tienen un máximo de lluvia en verano (I_{02} , I_{03} e $I_{04} > 2$), lo que constituye la gran diferencia con las estepas arbustivas de las zonas

mediterráneas semiáridas de Wyoming, Utah o Nevada (I_{o2} , I_{o3} e $I_{o4} < 0,5$). En invierno, por otro lado, predominan los vientos helados del norte (la temperatura mínima del mes más frío, m , es la más baja de toda el área de estudio) que con frecuencia evolucionan en tormentas de nieve que transforman la humedad proveniente del Golfo. En esa estación, los vientos helados pueden atravesar las Grandes Llanuras, arrojando tormentas de nieve incluso sobre Louisiana y Florida.

3.2. Vegetación del macrobioclima Mediterráneo

Los desiertos de Norteamérica, que ocupan 1.277.000 km² en Estados Unidos y México, se pueden dividir en desiertos cálidos y desiertos fríos (MacMahon 1988). El límite bioclimático entre los desiertos cálidos y fríos se establece claramente por el Índice de Termicidad (It): cuando $It > 250$ dominan comunidades de los desiertos y semidesiertos cálidos; cuando $It < 250$ aparecen los desiertos fríos (Peinado *et al.*, 2018: Tabla 2¹).

Las 102 estaciones de bioclima Xérico formaron dos grandes grupos: Xérico-Continental ($I_c > 21$) y Xérico-Oceánico ($I_c < 21$). Las primeras aparecen en las sombras de lluvia de Sierra Nevada o las Montañas Rocosas. Las estaciones de bioclima Xérico-Oceánico se encuentran a barlovento de esas cadenas, en California Cismontana, y por lo tanto están influenciadas en mayor o menor medida por los vientos húmedos del Pacífico. En ambos grupos, la VP se incluye en cinco clases de vegetación de la USNVC (Peinado *et al.*, 2018: Tabla 3¹).

Los isobioclimas pluviestacionales aparecen cuando $I_o > 2$. De acuerdo con la continentalidad se distinguen dos grandes bioclimas: Oceánico ($I_c < 21$) y Continental ($I_c > 21$). Con la excepción de algunas estaciones meteorológicas sujetas a condiciones microclimáticas o edáficas especiales, las estaciones con uno u otro bioclima presentan tipos de VP que corresponden a bosques de la Clase 1 de la USNVC, y todos excepto Sedona, están situadas en California Cismontana (Peinado *et al.*, 2018: Tabla 4¹).

3.3. Vegetación del macrobioclima Templado

En la zona de clima templado aparecen 146 unidades de la USNVC a nivel de alianza: 3 clases, 4 subclases, 8 formaciones, 16 divisiones, 33 macrogrupos, 50 grupos y 66 alianzas (Tabla 4¹). Cuatro de las formaciones (F008, F012, F018 y F033) son climatófilas (Tabla 5¹). Las estaciones con menor precipitación ($P < 350$) y mayor evaporación de todo el transecto ($IEH > 2$) corresponden a la formación F033 (matorrales y praderas semidesérticas). Las diferencias climáticas entre las formaciones F008 (bosques fríos) y F018 (bosques cálidos) residen en que F018 muestra los valores más altos en términos de parámetros e índices relacionados con la temperatura ($Biot$, $EVPH$, IEH , It , Tp , T , M y m).

Las características climáticas que diferencian las estaciones cuya VP son praderas (F012) con respecto a las que presentan bosques caducifolios se resumen en que en las zonas de praderas el clima es más continental, más fresco y menos lluvioso, especialmente en verano. La formación F033, dominada por arbustos micrófilos y pastizales xeromórficos, cuya estructura varía de pradera abierta a estepa arbustiva, aparece en climas templados secos y fríos. Solo dos grupos que pertenecen a esta formación aparecen en el área de estudio: los matorrales de *Artemisia tridentata* en suelos arenosos bien drenados, y los pastizales semidesérticos que se encuentran en el interior de las montañas del oeste de Estados Unidos.

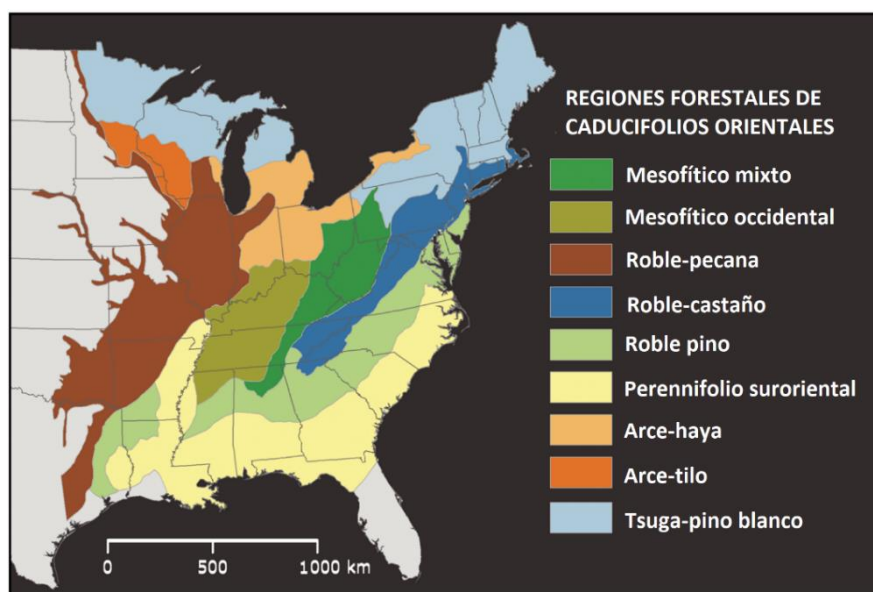
Desde la llanura costera atlántica de Virginia hasta el borde oriental de las Grandes Llanuras en la región de Cross Timbers del sureste de Oklahoma, 411 estaciones de nuestro transecto se encuentran dentro de la división de los bosques caducifolios de *Acer saccharum-Fagus grandifolia-Quercus rubra* (D008). Se caracteriza por la presencia de varios géneros y especies

de distribución extensa, particularmente *Acer*, *Carya*, *Fagus*, *Quercus* y *Tilia*. Diferentes especies de *Pinus* son sucesionales tras la tala de los caducifolios o los reemplazan en los lugares más secos o donde los suelos están menos desarrollados.

Diferentes combinaciones de árboles dominantes y de las especies nemorales asociadas permiten distinguir varias regiones forestales. De este a oeste, el transecto cruza las regiones forestales que aparecen en la figura 4.

Figura 4¹. Regiones forestales que atraviesa el transecto desde la costa atlántica a las Grandes Llanuras

Fuente: elaboración propia a partir de Dyer, 2006.



La formación F018, dominada por varias combinaciones de árboles caducifolios y de coníferas perennifolias, abarca tres grupos con los valores térmicos más altos (*Biot*, *It*, *Tp*, *T*, *M*). La formación F026 incluye bosques templados dominados por árboles de hoja ancha comunes en gleysoles o histosoles en depresiones sujetas a inundaciones estacionales de agua dulce. La formación F005 incluye comunidades costeras (playas, acantilados y dunas), en las que el viento, el agua y la salinidad son los principales condicionantes de la vegetación. La formación F013 incluye matorrales, juncuales y pastizales ribereños y de humedales. La formación F035 agrupa marismas costeras. En Virginia y Maryland, las marismas costeras son principalmente intermareales, es decir, se encuentran en áreas al menos ocasionalmente inundadas por la marea alta pero emergidas durante la marea baja.

4. CONCLUSIONES

A lo largo de los transectos realizados, la vegetación se ajusta a dos grandes tipos de biomas: zonales y azonales. Las formaciones zonales se distribuyen a escala continental en función de dos grandes macrobioclimas: Templado y Mediterráneo, diferenciados de acuerdo con la distribución estacional de las precipitaciones, uniforme en el primero, y con sequía de verano en el segundo.

En cada uno de esos macrobioclimas, factores climáticos regionales y orográficos determinan la aparición de diferentes isobioclimas caracterizados por una fisionomía (bosques

caducifolios, praderas, desiertos, etcétera) y una composición florística peculiar cuya expresión biogeográfica son las diferentes ecorregiones encontradas en la zona de estudio.

Las formaciones azonales ajustan su distribución a escala local o regional a la presencia de suelos con características especiales: arenosoles, fluvisoles, gleysoles, solonchaks y solonetz.

Agradecimientos

Los trabajos de campo fueron financiados con fondos del Instituto de Investigación Franklin de Estudios Norteamericanos de la Universidad de Alcalá, y de la Cátedra de Medioambiente de la Fundación General de la misma universidad.

REFERENCIAS

- Alcaraz, F. (2006). *Programa BIOCLIMA*. Murcia: Universidad de Murcia. <http://www.um.es/docencia/geobotanica/ficheros/bioclima.zip>
- Cress J.J.; Sayre, R.; Comer, P.; Warner H. (2009). *Terrestrial Ecosystems-Isobioclimates of the conterminous United States*. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Map 3084 scale 1:5,000,000. Denver: USGS Central Region Geospatial Information Office Federal Center. doi:10.3133/sim3084
- Data Basin (2012). *U.S. Potential Natural Vegetation, Original Küchler Types, v2.0*. databasin.org/datasets/1c7a301c8e6843f2b4fe63fdb3a9fe39
- Dyer, J.M. (2006). Revisiting the Deciduous Forests of Eastern North America. *Bioscience* 56(4): 341-351. doi:10.1641/0006-3568(2006)56[341:RTDFOE]2.0.CO;2
- EPA (2016). *Level III and IV Ecoregions of the Continental United States*. Washington: Environmental Protection Agency. www.epa.gov/eco-research/level-iii-and-iv-ecoregions-continental-united-states
- Faber-Langendoen, D.; Keeler-Wolf, T.; Meidinger, D.; Tart, D.; Hoagland, B.; Josse, C.; Navarro, G.; Ponomarenko, S.; Saucier, J.P.; Weakley, A.; Comer, P. (2014). EcoVeg: A New Approach to Vegetation Description and Classification. *Ecol. Monogr.*, 84: 533-561. doi:10.1890/13-2334.1
- Fenneman, N.M; Johnson D.W. (1946). *Physiographic divisions of the conterminous U. S. Geospatial Data Presentation*. <https://water.usgs.gov/lookup/getspatial?physio>
- Griffith, G.E.; Omernik, J.M.; Smith, D.W.; Cook, T.D.; Tallyn, E.; Moseley, K.; Johnson, C.B. (2016). *Ecoregions of California*. US Geological Survey Open-File Report 2016-1021, with map, scale 1:1,100,000. doi:10.3133/ofr20161021.
- Küchler, A.W. (1964). *Potential Natural Vegetation of the Conterminous United States*. Richmond: American Geographical Society, Special Publication No. 36.
- Küchler, A.W. (1969). Natural and cultural vegetation. *Prof. Geogr.*, 21: 383-385. doi:10.1111/j.0033-0124.1969.00383.x
- MacMahon, J.A. (2000). Warm desert. Barbour, M.G.; Billings, W.D. (Eds.). *North American Terrestrial Vegetation*. Nueva York: Cambridge University Press: 285-322.
- NOAA (2002). *U.S. Monthly Climate Normals 1971-2000*. Asheville: US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Climatic Center.
- Omernik, J.M.; Griffith, G.E. (2014). Ecoregions of the conterminous United States: evolution of a hierarchical spatial framework. *Environ. Manag.*, 54(6): 1249-1266. doi:10.1007/s00267-014-0364-1
- Peinado, M.; Aparicio, A.; Aguirre, J.L.; Delgadillo, J. (2018). Bioclimatic classification of US vegetation along a coast-to-coast macrotransect crossing central United States. I: Mediterranean vegetation. *Plant Biosyst.*, 153(1): 147-162. doi:10.1080/11263504.2018.1492994
- Peinado, M; Aparicio, A.; Aguirre, J.L.; Delgadillo, J. (2020). Bioclimatic classification of US vegetation along a coast-to-coast macrotransect crossing central United States. II: Temperate vegetation. *Plant Biosyst.* (en revisión).



- Rivas-Martínez, S.; Sánchez Mata, D.; Costa, M. (1999). Syntaxonomical synopsis of the potential natural plant communities of North America, II). *Itinera Geobotanica*, 12: 3-311.
- Rivas-Martínez, S.; Rivas Sáenz, S.; Penas, Á. (2016). Synoptical table of worldwide bioclimatic classification. www.globalbioclimatics.org/book/table_2016.htm
- Sims, P.L.; Risser, P.G. (2000). Grasslands. Barbour, M.G.; Billings, W.D. (Eds.). *North American Terrestrial Vegetation*. New York: Cambridge University Press: 323-356.
- USNVC (2020). United States National Vegetation Classification Database, V2.0. Federal Geographic Data Committee, Vegetation Subcommittee, Washington DC. usnvc.org
- Walter, H. (1985). *Vegetation of the Earth and Ecological Systems of the Geobiosphere*. Berlin: Springer-Verlag.
- Weaver, J.E.; Clements, F.E. (1938). *Plant Ecology*. Nueva York: McGraw-Hill.

CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD
XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía
Santander (Cantabria), 22-25 junio de 2020



ÁREAS REFUGIO PLEISTOCENAS Y EXPANSIÓN POSTGLACIAL DE *Abies alba* EN LOS PIRINEOS IBÉRICOS: POLEN Y GENÉTICA

Albert Pèlachs¹, Caroline Scotti-Saintagne², Bruno Fady², Ramón Pérez-Obiol³, Jordi Nadal¹,
Jesús Camarero⁴, Virginia Carracedo⁵, Raquel Cunill¹, Ignacio García-Amorena⁶,
Juan Carlos García Codron⁵, David Molina¹, Aarón Pérez-Haase⁷,
Marc Sánchez Morales¹⁻³ y Joan Manuel Soriano¹

¹ GRAMP, Universitat Autònoma de Barcelona, Albert.Pelachs@uab.cat

² U.R.0629, Écologie des Forêts Méditerran., INRA, Avignon, caroline.scotti-saintagne@inra.fr

³ GRAMP-BABVE, Universitat Autònoma de Barcelona, Ramon.Perez@uab.cat

⁴ Instituto Pirenaico de Ecología, CSIC, Zaragoza, jjcamarero@ipe.csic.es

⁵ GIMENA, Universidad de Cantabria, virginia.carracedo@unican.es

⁶ U.D. Botánica, Universidad Politécnica de Madrid, ignacio.garciaamorena@gmail.com

⁷ IRBIO, Universidad de Barcelona, aaronperez@ub.edu

RESUMEN

La combinación de palinología y genética permite reconstruir la dinámica colonizadora del abeto (*Abies alba*) en los Pirineos durante el Holoceno, entender mejor su rango ecológico y distribución y plantear nuevas hipótesis sobre la dinámica postglacial de los abetales. La información paleobotánica se ha extraído de 35 diagramas polínicos preexistentes mientras que la genética ha sido generada analizando marcadores moleculares de genes nucleares de 1.173 abetos pertenecientes a 43 poblaciones de todo el Pirineo meridional. Se genotiparon 65 SNPs por individuo, estudiándose la distribución de la diversidad genética interpoblacional e intrapoblacional.

La palinología confirma una expansión hacia el oeste del abeto y la genética indica la presencia de dos grupos diferenciados en el Pirineo oriental y occidental con una zona de hibridación en el centro. A partir de esta zona central la diversidad genética de las 43 poblaciones aumenta hacia el Este en una proporción significativa de marcadores de SNP y hacia el Oeste en otros. La posibilidad de que en algún momento la distancia causara un aislamiento significativo requiere una discusión más amplia teniendo en cuenta la información aportada por la palinología y la posible influencia humana.

Las diferencias genéticas entre los linajes oriental y occidental sugieren la existencia de áreas refugio en los Pirineos ibéricos. El estudio de la diversidad genética inter e intrapoblacional es clave para entender la distribución biogeográfica actual y valorar su vulnerabilidad frente a los cambios ambientales. La historia del abeto, tal como se deduce de los datos paleoecológicos, debe reinterpretarse bajo los puntos de vista climático, humano y genético.

Palabras clave: abeto, Pirineo, Holoceno, refugio, genética.

ABSTRACT

The combination of palynology and genetics allows to reconstruct the colonizing dynamics of the silver fir (*Abies alba*) in the Pyrenees during the Holocene, to better understand its ecological range and distribution and to raise new hypotheses about the postglacial dynamics

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Pèlachs, A.; Scotti-Saintagne, C.; Fady, B.; Pérez-Obiol, R.; Nadal, J.; Camarero, J.; Carracedo, V.; Cunill, R.; García-Amorena, I.; García-Codron, J.C.; Molina, D.; Pérez-Haase, A.; Sánchez Morales, M.; Soriano, J.M. (2020). Áreas refugio pleistocenas y expansión postglacial de *Abies alba* en los Pirineos ibéricos: polen y genética. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 183-190.

of fir forests. Paleobotanical information has been extracted from 35 pre-existing pollen diagrams while genetics have been generated by analyzing molecular markers of nuclear genes of 1,173 fir trees belonging to 43 populations throughout the southern Pyrenees. Each individual was genotyped at 65 SNPs, studying the distribution of interpopulation and intrapopulation genetic diversity.

The palynology confirms an expansion to the west of the silver fir and genetics indicates the presence of two distinct groups in the eastern and western Pyrenees with a hybridization zone in the center. From this central area the genetic diversity of the 43 populations increases eastward by a significant proportion of SNP markers and westward in others. The possibility that at some point distance caused significant isolation requires a broader discussion considering the information provided by palynology and the possible human influence.

Genetic differences between the eastern and western lineages suggest the existence of refuge areas in the Iberian Pyrenees. The study of inter- and intrapopulation genetic diversity is key to understanding the current biogeographic distribution and assessing its vulnerability to environmental changes. The history of silver fir, as it is deduced from paleoecological data, must be reinterpreted under climate, human and genetic points of view.

Keywords: silver fir, Pyrenees, Holocene, refuges, genetics.

1. INTRODUCCIÓN

El abeto blanco (*Abies alba*, Mill.) ocupa amplias superficies de la mayoría de las montañas centro meridionales de Europa, preferentemente en las laderas umbrías del piso montano. Sin embargo, su área de distribución aparece muy fragmentada denotando una extensión pasada mucho más amplia que la actual y que probablemente incluía cualquier tipo de orientación y un mayor rango altitudinal (Figura 1). Corroborando esta idea, los estudios de idoneidad demuestran que su área podría ser mucho más amplia que la presente (Mauri *et al.*, 2016) al tiempo que un análisis detallado permite comprobar que, con independencia de sus aparentes preferencias, el abeto es capaz de instalarse en ambientes muy variados. Buena prueba de ello es que se ha introducido con éxito en toda la fachada atlántica de Europa entre el S de Escandinavia y el N de la Península Ibérica e incluso en latitudes tan meridionales como la de Sicilia.

En los últimos años se han publicado varios estudios basados en la palinología y la genética que permiten reconstruir la expansión postglacial del abeto en los Alpes y los Pirineos a partir de unas supuestas y muy discutidas áreas refugio glaciales.

La palinología, fuente que se ha venido utilizado para retratar los cambios cuaternarios de distribución de *Abies alba*, demuestra que en el Pirineo la colonización holocena del abeto se produjo siguiendo una dirección Este - Oeste (Figura 2). Este hecho ha sido destacado por sucesivos autores desde hace varias décadas (Mardones y Jalut, 1983; Jalut, 1988) y, salvando algunos matices que aún plantean dudas, está hoy plenamente aceptado. Sin embargo, hasta ahora, ni el polen ni los macrorrestos han permitido determinar su posible lugar de origen. A este respecto, el uso de marcadores moleculares ha permitido deducir la presencia de varias áreas refugio glaciales en el caso de la actual población de los Alpes mientras que Liepelt *et al.* (2009) defendieron la existencia de un antiguo refugio de *Abies alba* en los Pirineos.

Figura 1. Área de distribución del abeto blanco, *Abies alba*, Mill.

Fuente: Wolf, 2003.

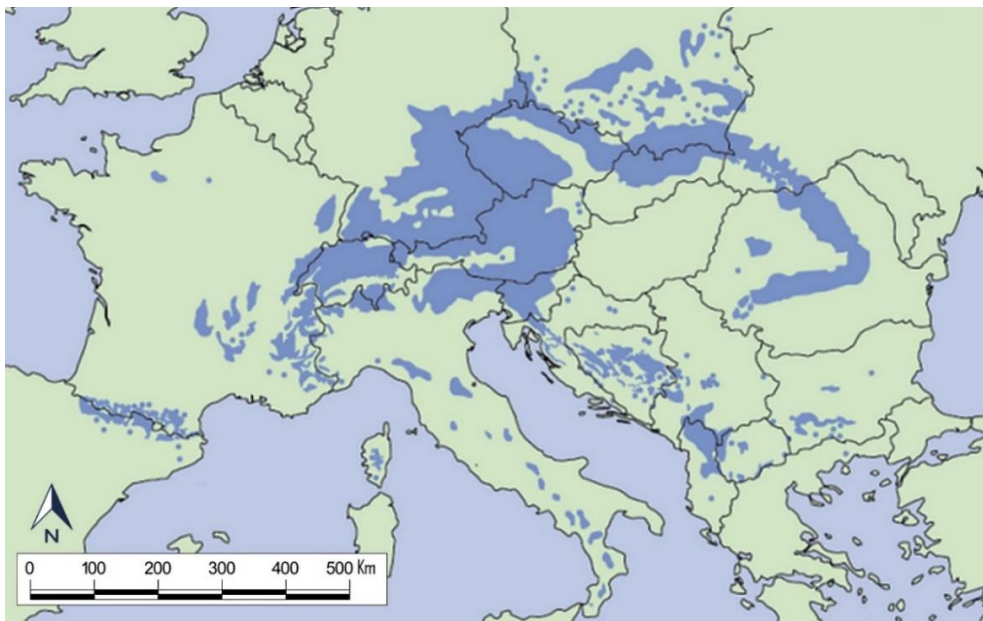
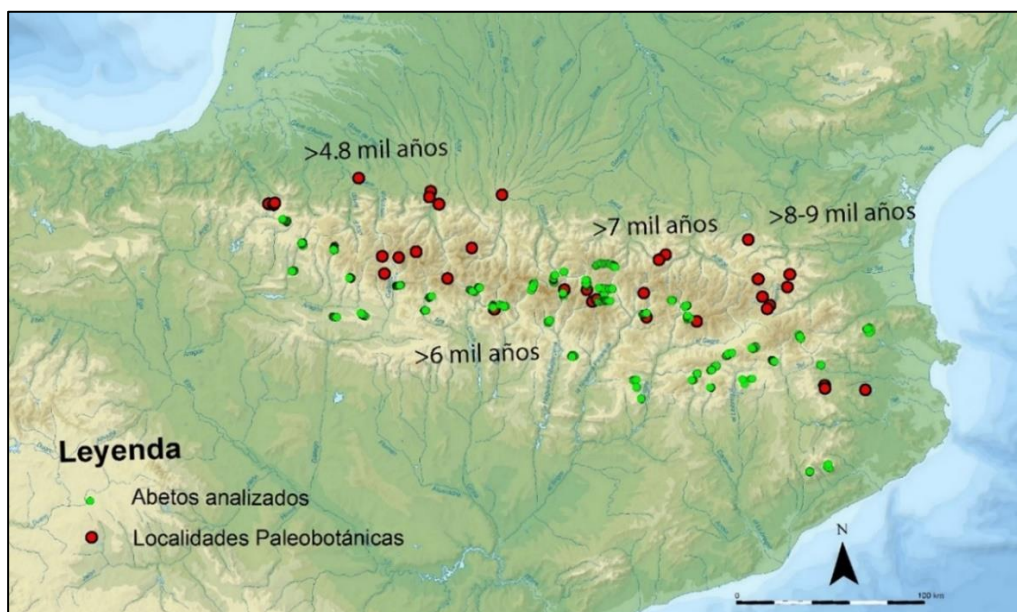


Figura 2. Fecha de primera aparición de *Abies alba* en los diagramas polínicos

Fuente: Elaboración propia a partir del trabajo de campo e información bibliográfica



36 localidades paleobotánicas. De Oeste a Este: Artxilondo Irati, Occabe Irati, Sourzay, Gabarn, El Portalet, Ibón de Tramacastilla, Ibón de las Ranas, La Pouretère, Col d'Ech, Lourdes, Le Monge, Marboré, Pe d'Estibère, Bassa Mora, Estarres, Redon, Bassa Nera, Redó, Estany de la Bassa, Estanilles, Burg, Argentières (Lac Labant), Freychinede, Estanyons, Pinet, Laurenti, Balcere, Les Sagnes de Balcère, La Borde, Le Serre, Gourgn Nègre, La Moulinasse, Les Palanques, Riudaura y Banyoles.

Por otra parte, el análisis genético de las poblaciones actuales de *Abies alba* demuestra que los abetales pirenaicos presentan una menor variabilidad que los alpinos. Además, de forma complementaria, su diversidad genética decrece en el Pirineo de acuerdo con un acusado gradiente Este- Oeste. A partir de estas diferencias, Sancho-Knapik *et al.* (2014) y Matías *et al.* (2016) defienden que los abetales orientales y occidentales del Pirineo podrían pertenecer a dos linajes diferentes.

La escasa variabilidad genética de los abetales occidentales podría explicar su aparentemente mayor vulnerabilidad frente a las situaciones de estrés climático. Esto, en el contexto del calentamiento global, hace temer una mayor mortalidad entre los abetos del Pirineo aragonés y navarro que entre las poblaciones del catalán, que parecen tolerar mejor las situaciones de sequía (Matías *et al.*, 2016). Ello iría en consonancia con lo defendido por Wick y Mohl (2006) para quienes la reciente disminución del abeto en los Alpes es en parte consecuencia de la reducción de la variación genética y la consiguiente pérdida de adaptabilidad de la especie.

El objetivo del presente trabajo es contribuir al conocimiento de los cambios recientes en la distribución del abeto como especie indicadora del cambio global. La combinación de información procedente de la paleobotánica y de la genética permite afianzar algunas ideas sobre la historia reciente de la especie, proponer nuevas hipótesis sobre su dinámica postglacial y describir con mayor precisión su rango ecológico y su distribución geográfica aportando información de utilidad para la gestión de la especie. Tal y como indican Magri *et al.*, 2017, la historia demográfica de los taxones arbóreos obtenida mediante estudios paleobotánicos y genéticos combinados es un campo de investigación sumamente desafiante, necesario no solo para evaluar la diferenciación de especies/poblaciones, sino también para comprender mejor los procesos de extinción, una tarea esencial en el escenario actual de cambio global.

2. METODOLOGÍA

La realización del presente trabajo ha requerido combinar información paleobotánica y datos genéticos de poblaciones actuales de abeto.

A lo largo de las últimas décadas se han ido publicando numerosos estudios basados en el análisis polínico de secuencias sedimentarias repartidas por todo el Pirineo y la información preexistente ha resultado suficiente para el presente estudio. De este modo, se han podido utilizar indicadores paleoecológicos proporcionados por la palinología, la pedoantracología, los macrorrestos vegetales e información de 36 diagramas polínicos procedentes de los Pirineos y áreas adyacentes prestando especial atención a la dinámica pasada del abeto.

En cambio, para la genética ha sido preciso realizar un muestreo sistemático que incluyera los abetales más representativos de toda la vertiente ibérica de la Cordillera. Dicho muestreo, realizado a lo largo de 2018, ha permitido recolectar acículas de 1173 individuos pertenecientes a 43 poblaciones distribuidas entre el Macizo del Montseny (x: 2,4559; y: 41,7636) y la selva de Irati (x: -1,0473; y: 42,9727) en cotas que van desde 613 hasta 2122 m de altitud (Burgui, abetal de Basari y Mata de Valencia en Alt Àneu respectivamente) abarcando todo el límite suroeste de la distribución europea de la especie. Siempre que ha sido posible, en cada zona de muestreo se han recolectado muestras de 30 abetos distintos siguiendo un protocolo estandarizado.

Los análisis de los marcadores moleculares de genes nucleares de los 1173 abetos se realizaron en la UR629 “*Ecologie des Forêts Méditerranéennes*” (URFM) del INRA, en Avignon (Francia) incluyéndose también poblaciones de los Alpes y de los Pirineos franceses como referencias externas.

Se seleccionaron 80 SNPs sobre 250 posibles ya que, según Brousseau *et al.* (2016), estos marcadores habían permitido observar una diferenciación genética significativa entre una población del Pirineo y una población de los Alpes del Sur. La sensibilidad a la distribución geográfica (al menos entre los Pirineos y los Alpes) era una de las condiciones necesarias para realizar este estudio. Por otro lado, estos marcadores también servían para maximizar las posibilidades de obtener cambios en los polimorfismos a lo largo del Pirineo. En un primer momento se han analizado las 43 poblaciones a 80 SNPs, lo que corresponde al análisis de 160 alelos.

Sin embargo, una vez que el análisis se ha restringido a las 43 poblaciones pirenaicas muestreadas, de esos 80 SNPs, 11 no han proporcionado resultados concluyentes, 4 son monomórficos y 65 han resultado ser polimórficos (y, por tanto, informativos para el análisis genético a escala de la cordillera). Por esta razón, los individuos finalmente se genotiparon a 65 SNPs, centrando la atención en los marcadores susceptibles de presentar diferencias relacionadas con la distribución geográfica, y se analizó la distribución de la diversidad genética intrapoblacional.

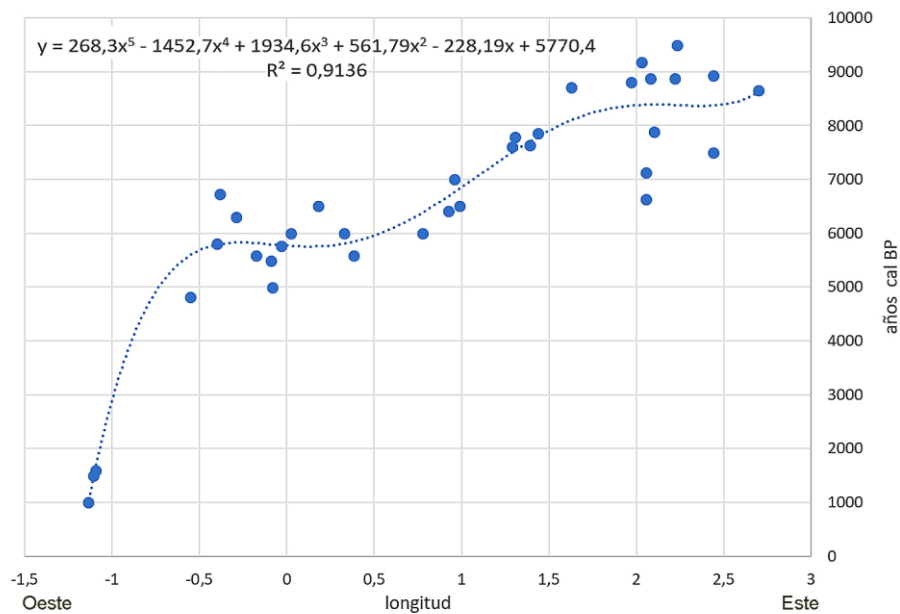
Los análisis realizados hasta el momento han perseguido inferir el número de linajes (clústeres genéticos) que explican mejor la organización de la diversidad genética en los Pirineos (presuponiéndose la existencia de dos grupos genéticos). Este análisis se llevó a cabo con el software STRUCTURE ajustando un modelo que consideraba poblaciones mezcladas y frecuencias alélicas correlacionadas entre las poblaciones. En síntesis, se ha asumido un modelo en el que hay dos poblaciones caracterizadas por un conjunto de frecuencias de alelo en cada locus (SNP). Los individuos de la muestra se asignan probabilísticamente a poblaciones o, conjuntamente, a dos o más poblaciones si sus genotipos indican que están mezclados. Se supone que dentro de las poblaciones los loci siguen el principio de Hardy-Weinberg (PHW) y están en desequilibrio de ligamiento.

3. RESULTADOS

La revisión de la información procedente de la palinología nos permite comprobar, una vez más, que *Abies alba* colonizó el Pirineo siguiendo una dirección Este-Oeste. Esta expansión, que se inició hacia 9500 cal BP, se produjo a un ritmo bastante regular a través del Pirineo catalán y aragonés hasta 5000 cal BP aproximadamente. A partir de ese momento se observa una detención del avance, que queda por explicar, y es preciso esperar hasta época histórica para registrar la aparición de los abetales navarros (Figura 3). La cronología y pautas aparentes de esta expansión son similares a las que otros autores han documentado en los Alpes meridionales a partir de refugios situados en el área mediterránea (Cheddadi *et al.*, 2013), lo que permitiría atribuir el proceso a la migración postglacial conjuntamente con las variaciones climáticas del Holoceno. A este respecto, Tinner y Lotter (2006) sugieren que la aparición de una fase relativamente fresca, húmeda y sin sequía estival a partir de 8200 cal BP podría haber favorecido la expansión del abeto en las regiones mediterráneas y en Europa central.

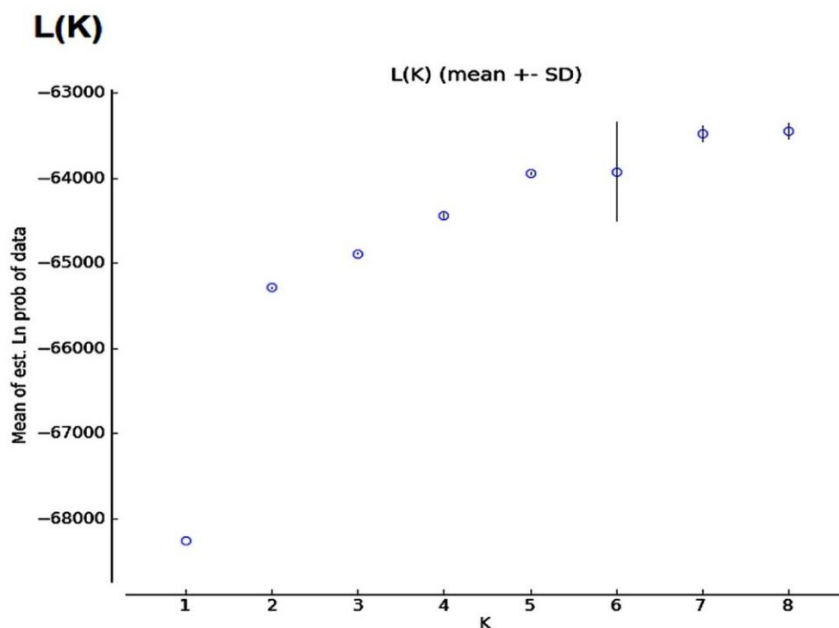
Por su parte, el estudio de los marcadores moleculares confirma la presencia de dos grupos genéticos diferenciados, uno en el Pirineo Ibérico oriental y otro en el occidental con una zona de hibridación en la parte central.

Figura 3. Primera aparición de *Abies alba* en diagramas polínicos
 Fuente: Elaboración propia.



La probabilidad del número de grupos aumenta con el número de K inferido, pero el salto de probabilidad más fuerte se observa para $K = 2$ (Figura 4).

Figura 4. Probabilidad del número de grupos en función del número K inferido
 Fuente: Elaboración propia



La distribución de la diversidad genética entre las 43 poblaciones estudiadas de abeto pirenaico está fuertemente correlacionada con la longitud. Sin embargo, la dirección de la correlación varía dependiendo del marcador genético y mientras algunos SNPs incrementan su diversidad genética hacia el Este otros lo hacen hacia el Oeste (Figura 5).

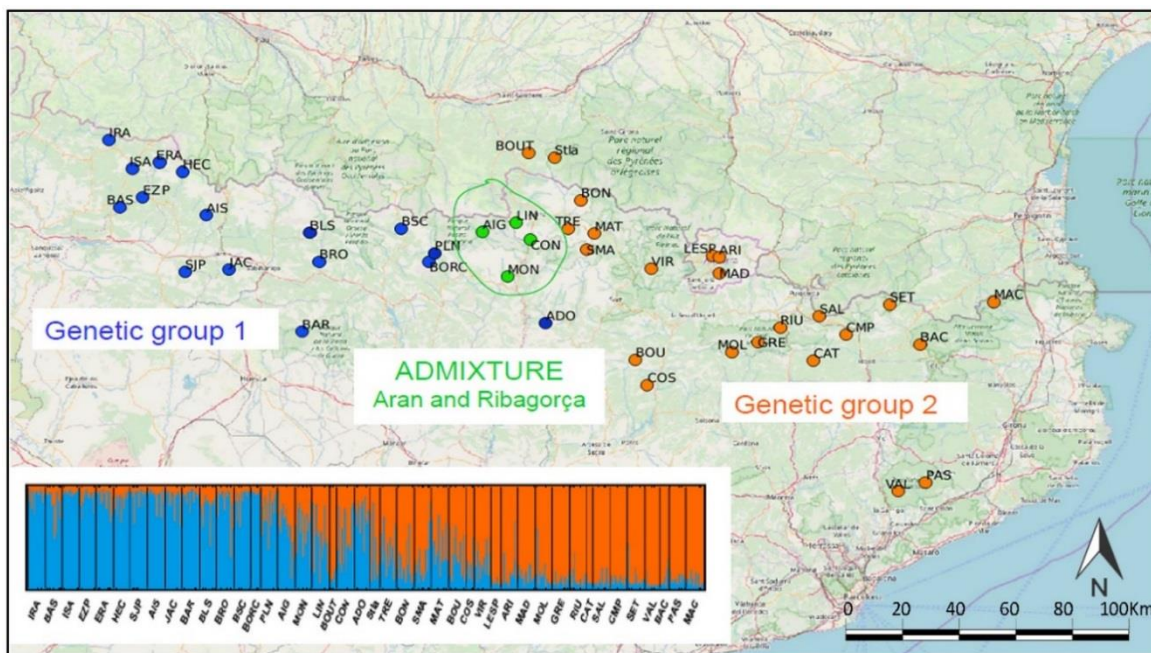
A la vista de los datos anteriores no se puede descartar que la divergencia de las dos poblaciones se haya producido en áreas refugio diferenciadas. La diversidad genética de la población occidental pudo ser inferior a la de la oriental -como consecuencia, por ejemplo, de contar con un menor número de efectivos-. A partir de un cierto momento ambas poblaciones recuperarían superficie convergiendo y mezclándose en el sector central del Pirineo.

También se puede argumentar que la existencia de un aislamiento suficientemente fuerte y significativo a causa de la distancia sugiere una mayor difusión por colonización hacia el Oeste acorde con la información que proporciona la palinología.

En cualquier caso, la verificación de estas hipótesis requiere disponer de más información y de una discusión más amplia teniendo en cuenta la información aportada por la palinología y la posible influencia humana.

Figura 5. Distribución de los dos grupos genéticos y de la zona de hibridación

Fuente: elaboración propia.



El gráfico adjunto representa las estimaciones de los coeficientes de afinidad de los 1.173 individuos respecto a cada clúster. Cada individuo está representado por una línea vertical dividida en dos segmentos cuyas longitudes son proporcionales a la afinidad con cada uno de los dos clústeres.

4. CONCLUSIONES

Las diferencias genéticas entre los linajes oriental y occidental de *Abies alba* en los Pirineos ibéricos sugieren la probable existencia de una o varias áreas refugio. El estudio de la diversidad genética intrapoblacional se convierte en un factor clave para comprender la distribución biogeográfica actual del abeto y su posible vulnerabilidad frente al cambio climático teniendo

en cuenta que las poblaciones occidentales, al ser más recientes, serían menos resistentes a un incremento del estrés por aridez que las de los Pirineos orientales.

En cualquier caso, y de forma complementaria, todo lo anterior nos indica que la historia del abeto, deducida de los datos paleoecológicos, debe ser reinterpretada incorporando los puntos de vista climático, humano y genético.

Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado en el marco del proyecto “Estudio biogeográfico histórico comparado (Montaña Cantábrica, Sistema Central y Pirineos): 18000 años de cambios climáticos y antrópicos sobre especies forestales indicadoras” del Programa Estatal de Fomento de la Investigación Científica y Técnica de Excelencia (ref. CSO2015-65216-C2-1-P.)

REFERENCIAS

- Brousseau, L.; Postolache, D.; Lascoux, M.; Drouzas, A.D.; Källman, T. (2016). Local Adaptation in European Firs Assessed through Extensive Sampling across Altitudinal Gradients in southern Europe. *PLOS ONE*, 11(7): e0158216. [doi:10.1371/journal.pone.0158216](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0158216)
- Cheddadi, R.; Birks, H.J.; Tarroso, P.; Liepelt, S.; Gömöry, D.; Dullinger, S.; Meier, E.; Hülber, K.; Maiorano, L.; Laborde, H. (2013). Revisiting tree-migration rates: *Abies alba* (Mill.), a case study. *Vegetation History and Archaeobotany*: 1-10.
- Jalut, G. (1988). Les principales étapes de l’histoire de la forêt pyrénéenne française depuis 15000 ans. Villar, L. (Ed.). *Homenaje a Pedro Montserrat*. Huesca y Jaca: Instituto de Estudios Altoaragoneses e Instituto Pirenaico de Ecología: 609-615.
- Liepelt, S.; Cheddadi, R.; Beaulieu, J.L. de; Fady, B.; Gömöry, D.; Hussendörfer, E.; Konnert, M.; Litt, T.; Longauer, R.; Terhürne-Berson, R.; Ziegenhagen, G. (2009). Postglacial range expansion and its genetic imprints in *Abies alba* (Mill.)- A synthesis from palaeobotanic and genetic data. *Rev. Palaeobotany Palynology*, 153:139-149.
- Magri, D.; Di Rita, F.; Aranbarri, J.; Fletcher, W.; González-Sampériz, P. (2017). Quaternary disappearance of tree taxa from Southern Europe: Timing and trends. *Quaternary Science Reviews*, 163: 23-55.
- Mardones M.; Jalut G. (1983). La tourbière de Biscaye (alt. 409m. Hautes-Pyrénées): approche paléoécologique des 45000 dernières années. *Pollens et spores*, XXV: 163-212.
- Matías, L.; Gonzalez-Díaz, P.; Quero, J.L.; Camarero, J.J.; Lloret, F.; Jump, A.S. (2016). Role of geographical provenance in the response of silver fir seedlings to experimental warming and drought. *Tree Physiology*, 36: 1236-1246.
- Mauri, A.; Rigo, D. de; Caudullo, G. (2016). *Abies alba* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. En: San-Miguel-Ayanz J.; Rigo, D. de; Caudullo, G.; Houston Durrant, T.; Mauri, A. (Eds.). *European Atlas of Forest Tree Species*. Luxembourg: Publ. Off. EU: e01493b+.
- Sancho-Knapik, D.; Peguero-Pina, J.J.; Cremer, E.; Camarero, J.J.; Fernández-Cancio, Á.; Ibarra, N.; Konnert, M.; Gil-Pelegrin, E. (2014). Genetic and environmental characterization of *Abies alba* Mill. Populations at its western rear edge. *Pirineos*, 169: 1-11.
- Tinner, W.; Lotter, A.F. (2006). Holocene expansions of *Fagus sylvatica* and *Abies alba* in Central Europe: where are we after eight decades of debate? *Quaternary Science Reviews*, 25(5-6): 526-549.
- Wick, L.; Mohl, A. (2006). The mid-Holocene extinction of silver fir (*Abies alba*) in the Southern Alps: a consequence of forest fires? Palaeobotanical records and forest simulations. *Vegetation History and Archaeobotany*, 15: 435-444.
- Wolf, H. (2003). *EUFOR-GEN Technical Guidelines for genetic conservation and use for silver fir (Abies alba)*. Rome: International Plant Genetic Resources Institute.

CALIBRACIÓN DE LA LLUVIA POLÍNICA MODERNA EN DISTINTAS FORMACIONES VEGETALES DE LA VERTIENTE NORTE DE LA CORDILLERA CANTÁBRICA

Marc Sánchez Morales¹, Ramon Pérez-Obiol², Virginia Carracedo-Martín³,
Juan Carlos García-Codron³, Sara Rodríguez-Coterón³, Jordi Nadal¹,
Joan Manuel Soriano¹ y Albert Pèlachs¹

¹ GRAMP. Dpto. Geografía. Universitat Autònoma de Barcelona. marc.sanchez.morales@uab.cat; Jordi.nadal@uab.cat; joanmanuel.soriano@uab.cat; albert.pelachs@uab.cat

² GRAMP. Dpto. Biología Animal, Biología Vegetal i Ecología. Universitat Autònoma de Barcelona. ramon.perez@uab.cat

³ GIMENA. Dpto. Geografía, Urbanismo y Ordenación del Territorio, Universidad de Cantabria. virginia.carracedo@unican.es; juan.garciacodron@unican.es; sara.rodriguez@alumnos.unican.es

RESUMEN

Los estudios palinológicos realizados en registros fósiles sedimentarios permiten la interpretación de las dinámicas vegetales transcurridas durante varios siglos o milenios. No obstante, para la adecuada interpretación de los resultados y evitar la sobre- o infrarrepresentación de algunos taxones, conocer la “lluvia polínica” o sedimentación polínica en términos cuantitativos permite calibrar la señal del polen. Algunos factores tales como la producción polínica, la capacidad y el método de dispersión y los vientos regionales dominantes condicionan la deposición polínica que genera la vegetación circundante.

De manera similar a lo que ocurre en los depósitos sedimentarios, distintas especies de musgos conservan en buen estado el polen que se deposita en su interior. Aprovechando la gran superficie que ocupan, se ha realizado un muestreo de musgos a lo largo de distintas comunidades vegetales cántabras con el objetivo de calibrar la señal polínica y de mejorar la interpretación de la evolución del paisaje.

Los resultados obtenidos permiten interpretar de una manera más fidedigna la posible existencia o ausencia pretérita de bosques de pinos en el norte de la cordillera Cantábrica. A su vez, ayudan a interpretar el papel que representan respecto a la composición de la vegetación los valores polínicos de *Fagus*, *Betula*, *Corylus*, *Castanea* o *Quercus* en determinadas fases del pasado. Se observa, por ejemplo, como la representación polínica de las Fagáceas depende en gran medida de cada especie. La ausencia de polen de pino permite una mejor interpretación o valoración del significado de estas frondosas en el espectro polínico.

Palabras clave: Cantabria, calibración polínica, lluvia polínica, musgos, polen.

ABSTRACT

Palynological studies performed in sedimentary fossil records allow for the interpretation of vegetation dynamics occurred during several centuries or millennia. In order to correctly interpret fossil data and avoid over- or underrepresentation of certain taxa, it becomes necessary to know the “pollinic rain” or pollen sedimentation in quantitative terms to calibrate the pollen signal. Several factors such as the pollen production, the capability and dispersion method and

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Sánchez Morales, M.; Pérez-Obiol, R.; Carracedo-Martín, V.; García-Codron, J.C.; Rodríguez-Coterón, S.; Nadal, J.; Soriano, J.M.; Pèlachs, A. (2020). Calibración de la lluvia polínica moderna en distintas formaciones vegetales de la vertiente norte de la Cordillera Cantábrica. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 191-201.

the prevailing regional winds condition the pollen deposition generated by the surrounding vegetal landscape.

Similar to the way in which sedimentary deposits work, several moss species conserve the pollen deposited in good conditions. Taking advantage of their large distribution, a sampling of mosses was performed along different cantabrian vegetal communities, with the aim of calibrating the pollen signal and improving the interpretation of landscape evolution.

Results contributed to better interpret the possible lack of preterit pine forests in the northern slope of the Cantabrian range. In addition, the calibration helps to understand the meaning of *Fagus*, *Betula*, *Corylus*, *Castanea* and *Quercus* pollen values in terms of landscape composition. For example, our data prove that the pollen representation of Fagaceae depends to a large extent on each species. The lack of pine pollen allows for a better interpretation of the meaning of these deciduous species in the pollinic spectra.

Keywords: Cantabria, mosses, pollen, pollen calibration and pollen rain.

1. INTRODUCCIÓN

La región de Cantabria, fruto de su gran riqueza en fuentes paleoambientales como las turberas, ha sido objeto de numerosos estudios sobre las dinámicas del paisaje durante el Holoceno. Buen ejemplo de ello son los realizados en las localidades de Puertos de Riofrío (10200 años BP; Menéndez-Amor and Florschütz, 1963), El Cueto de la Avellanosa (6020 años BP; Mariscal, 1983), El Sertal (4500 años BP; Mariscal, 1986), Estacas de Trueba (5000 años BP; Mariscal, 1987, 1989), Alsa (4310 años BP; Mariscal, 1993), Los Tornos (7800 años BP; Peñalba, 1989, 1994, Muñoz-Sobrino *et al.*, 2005), Culazón (3589 años BP; González-Pellejero *et al.*, 2014), Sotombo (5925 años cal. BP; Pérez-Díaz *et al.*, 2016) y La Molina (6740 años cal. BP; Pérez-Obiol *et al.*, 2016).

Los resultados de estos trabajos han dado sendas interpretaciones paisajísticas. No obstante, una de las cuestiones que todavía no está bien resuelta es el papel que ha tenido el pino durante los últimos milenios en el norte de la cordillera Cantábrica. Maldonado (1994) consideró que la desaparición de poblaciones naturales vino dada por la instalación de un clima templado oceánico durante el inicio del Holoceno en zonas de la cordillera Cantábrica con influencia Atlántica. Por su parte, Rubiales *et al.*, (2008) relacionaron la poca presencia de pinos con una disminución repentina en la misma región, donde el clima templado y húmedo favoreció una colonización de especies caducifolias frente a las coníferas. En La Molina, Pérez-Obiol *et al.*, (2016) encontraron valores polínicos de pino inferiores al 20% durante los últimos 6740 años cal. BP. Estos valores fueron atribuidos a una señal polínica lejana al no encontrarse macrorestos de pino (indicadores de señal local) en una cueva localizada a menos de 40 km y con características climáticas similares (Cueva de El Mirón, Peña-Chocarro *et al.*, 2005; Zapata, 2012). No obstante, en valles interiores de la Cordillera donde el clima tiene características más continentales, los valores de pino en los registros polínicos son superiores y podrían indicar su mayor representación durante un largo periodo de tiempo (Puertos de Ríofrío, Menéndez-Amor and Florschütz, 1963). Sin salir de la cordillera Cantábrica, aunque más al oeste y fuera de nuestra zona de estudio, la dinámica ha sido similar con valores polínicos de pino elevados hasta el último milenio, cuando una deforestación por acción antrópica acabó con las poblaciones naturales (Lago de Ajo, Allen *et al.*, 1996).

A estos trabajos, cabe añadir los que se están realizando actualmente por los grupos de investigación GRAMP (Universitat Autònoma de Barcelona) y GIMENA (Universidad de

Cantabria) sobre las turberas de La Molina (17550 años cal. BP) y de El Cueto de la Espina (5800 años cal. BP). Ambos registros tienen una gran resolución temporal, lo que permite estudiar distintos ciclos climáticos de corta duración tanto en la montaña media de la cordillera Cantábrica como en la divisoria Cantábrica, respectivamente. Además, permite conocer qué tipo de comunidades vegetales han dominado estos ámbitos durante los últimos 18000 años y obtener más evidencias sobre qué papel han jugado los pinares desde entonces.

En este tipo de registros se trabajan variables ambientales tales como el contenido de materia orgánica, los carbones sedimentarios, los macrorestos, el polen y los palinomorfos no polínicos (NPPs). Para la adecuada interpretación de los resultados polínicos y de los NPPs resulta indispensable calibrar la lluvia polínica en las distintas comunidades vegetales de la región, como ya se ha realizado en el Pirineo (Cañellas-Boltà *et al.*, 2009; Ejarque *et al.*, 2011) o en otras regiones (p.e. Francia: Brugiapaglia *et al.*, 1998, Court-Picon *et al.*, 2006, Mazier *et al.*, 2006, Miras, 2009; Cugny *et al.*, 2010; Grecia: López-Sáez *et al.*, 2018; Noruega: Pardoe, 2001; Venezuela: Montoya *et al.*, 2010).

El objetivo principal del presente trabajo es calibrar la señal polínica de distintas comunidades vegetales de Cantabria, con el fin de mejorar la interpretación de los diagramas polínicos de la región y descifrar qué papel ha jugado el pino durante los últimos milenios, especie que en la actualidad no se encuentra de manera natural en la región.

2. ÁREA DE ESTUDIO

La mayor parte del trabajo de campo se ha realizado al norte de la cordillera Cantábrica, en su parte cántabra, aunque algunas muestras se han recogido en la vertiente sur, llegando hasta Espinosa de los Monteros (Burgos). La mayor parte de la región se caracteriza por tener un clima templado, sin estación seca en la mayor parte de los puntos de muestreo (tipo Cfb, según la clasificación climática de Köppen) y con verano seco y templado en el sur de Cantabria (tipo Csb, divisoria de la cordillera Cantábrica) (Mapa 1).

El muestreo se ha realizado en transectos de distinta longitud, atravesando diversos tipos de vegetación del norte Peninsular Ibérico (Mapa 1). Las muestras de musgos se han recogido a una distancia entre ellas de entre 0,5 y 3 km, según la composición florística y siguiendo gradientes de vegetación.

2.1. Espinosa de los Monteros - Entrambasmestas

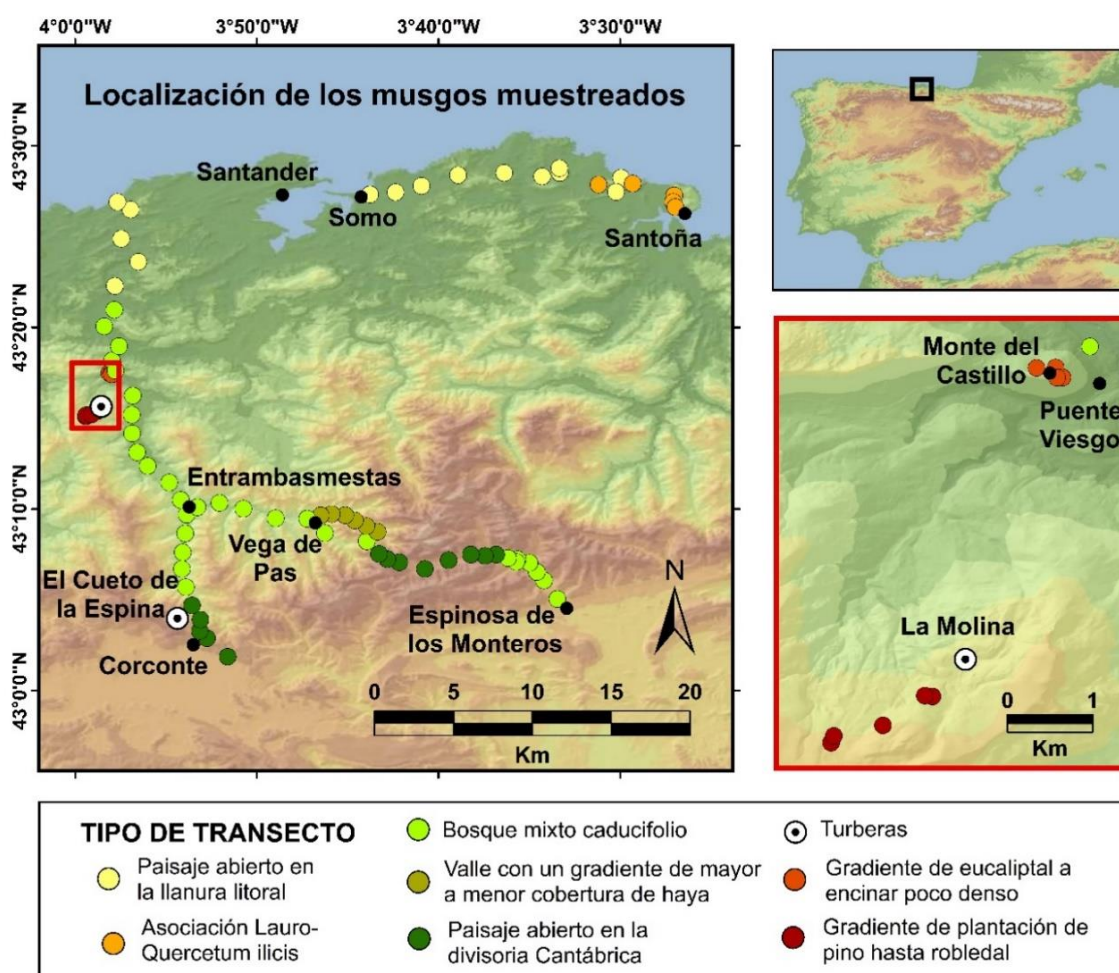
Este tramo se inicia en Espinosa de los Monteros, donde destacan pequeñas poblaciones de *Pinus sylvestris* entre las masas de caducifolios. Sigue en dirección a la cabecera del valle del río Trueba hasta llegar al Puerto de Las Estacas de Trueba (1.166 m s.n.m.), una zona dominada por Poáceas y Ericáceas e individuos dispersos de *Corylus avellana* y *Betula* sp. En esta zona la disminución de la presión ganadera facilita que las Poáceas desarrollen flor y la señal polínica sea potencialmente mayor. El transecto continúa por la otra vertiente de la sierra y finaliza en Entrambasmestas, atravesando una cobertura forestal formada por *Quercus robur/petraea*, *Corylus avellana*, *Fagus sylvatica* y especies de ribera como *Fraxinus excelsior* o *Salix* sp.

2.2. Corconte - Mar Cantábrico

Transecto que empieza en Corconte y sigue en dirección al Puerto del Escudo (1.011 m s.n.m.), bordeando muy de cerca la turbera de El Cueto de la Espina. Esta zona se caracteriza por tener paisajes abiertos dominados por Poáceas y Ericáceas. El recorrido transcurre en dirección a Entrambasmestas, donde dominan las especies frondosas alternadas con

plantaciones de *Pinus radiata* y *P. sylvestris*. En la zona más próxima al mar los paisajes abiertos de herbáceas, juntamente con plantaciones de pino y eucalipto, ganan terreno gradualmente al bosque mixto caducifolio.

Mapa 1. Área de estudio



2.3. Cabecera del Valle del Pas

Transecto que se inicia en la cabecera del valle del río Pas, con un gran recubrimiento de *Fagus sylvatica*, y transcurre unos 6 km por el fondo de valle hasta Vega de Pas, donde el haya comparte hábitat con otras especies caducifolias como *Quercus robur/petraea*, *Corylus avellana*, *Fraxinus excelsior*. o *Salix* sp.

2.4. Monte Castillo, municipio de Ponte Viesgo

El Monte Castillo tiene 335 m de altitud y alberga una plantación densa de *Eucalyptus globulus* en la vertiente norte, mientras que en la vertiente sur se encuentra un encinar poco denso (*Quercus ilex*), con claros dominados por *Ulex galii* y *Erica mackaiana*. El transecto transcurre de una comunidad vegetal hacia la otra.

2.5. Proximidades de la turbera de La Molina, municipio de Puente Viesgo

En este tramo se ha realizado un muestreo entre una plantación densa de *Pinus sylvestris* y un robleal denso de *Quercus robur/petraea*. Entre ellas hay un campo abierto formado por Poáceas y arbustos de Fabáceas y Ericáceas. Es un tramo de especial interés al tratarse de una zona muy próxima a la turbera de la Molina.

2.6. Somo - Santoña, asociación *Lauro nobilis-Quercetum ilicis*

Se trata de un recorrido donde dominan los prados con pequeñas comunidades de encinares cantábricos (asociación *Lauro nobilis-Quercetum ilicis*), que son gradualmente más numerosas y densas hacia el Este. Se han recogido muestras en zonas abiertas sin presencia de encinares a menos de 2 km a la redonda, muestras en localidades con encinares próximos (50-300 m de distancia) y muestras dentro de los encinares.

3. RECOLECCIÓN Y TRATAMIENTO DE LAS MUESTRAS

Debido a sus diferencias morfológicas, los musgos acrocárpicos y pleurocárpicos podrían almacenar y conservar el polen de maneras distintas en su interior. En este trabajo se ha considerado que los musgos acrocárpicos, ya que presentan una morfología más esponjosa, podrían desarrollar mejor esta función. En consecuencia, siempre que ha sido posible se han muestreado musgos acrocárpicos en forma de almohadilla, aunque se han muestreado pleurocárpicos que formaban tapices rastreros cuando no ha habido otra opción. En todos ellos, siempre se ha procurado recolectar aquellos que hubieran crecido en una superficie rocosa y horizontal, para evitar una posible contaminación de origen edáfico y disminuir la pérdida del polen por lixiviación, respectivamente. Una vez muestreados, los musgos han sido conservados en papel secante para favorecer su preservación.

Las muestras se han tratado siguiendo procedimientos estándares (Faegri *et al.*, 1989), filtrándolas a 150 μ m, tratándolas con HCl (10%), HF (70%), KOH (10%) y acetolizándolas. Las preparaciones se han montado con glicerol y la identificación de pólenes y NPPs se ha llevado a cabo mediante distintas claves, atlas y publicaciones ilustradas (p.e., Ellis, 1971; Moore *et al.*, 1991; Reille, 1992; 1998, van Geel and Aptroot, 2006).

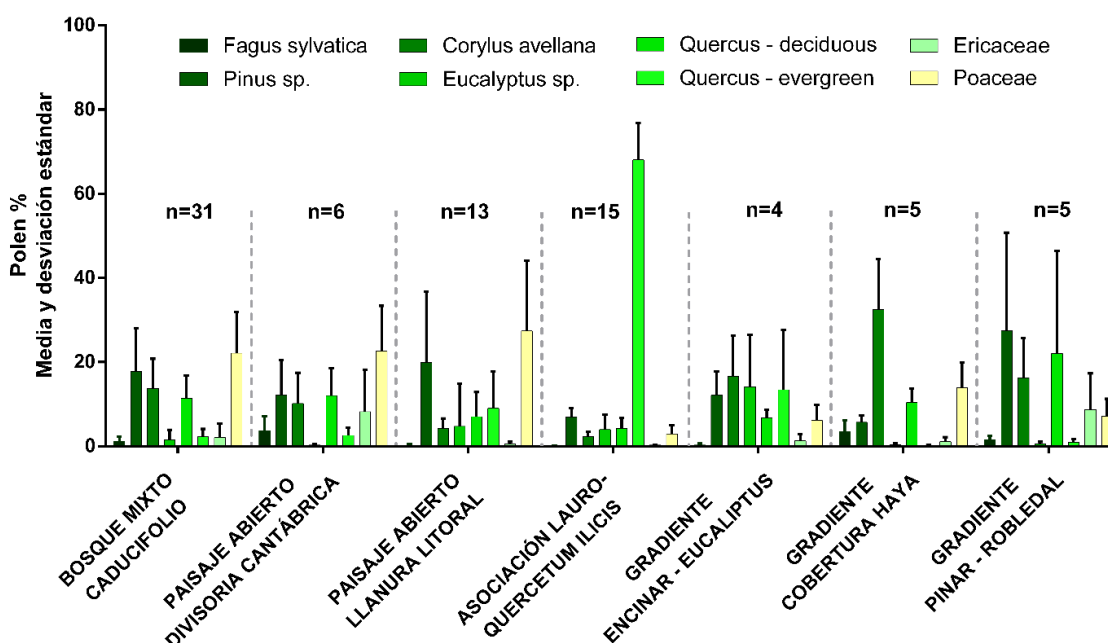
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se han analizado 79 muestras (Tabla 1), contemplando distintas formaciones vegetales, rangos de altitud y orientaciones. Altitudinalmente se han recogido 35 muestras entre 0 y 250 m s.n.m., 17 entre 250 y 500 m s.n.m., 9 entre 500 y 750 m s.n.m. y 18 por encima de 750 m s.n.m. La orientación de las muestras más frecuente ha sido el norte.

Los resultados (Figura 1) han servido para calibrar la lluvia polínica recibida en las distintas comunidades vegetales analizadas. Por ejemplo, dentro de formaciones densas de perennifolios (encinares y eucaliptales) la lluvia polínica de especies del entorno ha sido mínima, mientras que cuando se han analizado bosques de especies caducifolias (p.ej. hayedo), los valores polínicos de otras especies del valle han sido mayores. También se ha discriminado la importancia porcentual de los valores polínicos de *Quercus ilex* entre los encinares densos y los abiertos. En el caso de las muestras recogidas en la asociación *Lauro-Quercetum ilicis*, con poblaciones densas de encina, el porcentaje polínico de *Quercus ilex* ha sido superior al 60% de media, mientras que en encinares poco densos los valores de *Q. ilex* han sido inferiores al 20%. La pérdida anual de la hoja en las especies caducifolias y los

claros en las formaciones forestales pueden facilitar la entrada de polen procedente de regiones más alejadas, mientras que la presencia de hojas durante todo el año en bosques perennifolios y la ausencia de claros parece funcionar como barrera polínica. Siguiendo esta lógica, los valores polínicos de las poáceas son superiores al 20% tanto en paisajes abiertos como en el bosque mixto caducifolio, siendo estos valores mayores que los detectados en bosques perennifolios.

Figura 1. Media y desviación estándar de los principales tipos polínicos (%) en las formaciones vegetales estudiadas



Destacan también los valores de pino y de roble, con porcentajes superiores al 50% en zonas próximas a poblaciones densas de cada especie, respectivamente. No obstante, aún en los puntos de muestreo sin poblaciones cercanas de estos taxones, sus porcentajes polínicos suelen estar por encima del 10%, lo que sugiere una capacidad de polinización desde zonas lejanas. Finalmente, los valores polínicos de las ericáceas son superiores en la Cordillera Cantábrica (>20%) que en el resto de las formaciones estudiadas, con valores similares a los detectados en las cercanías de La Molina (paisaje abierto donde se realizan quemadas habitualmente).

Tabla 1. Tipo de musgo (Acrocárpico / Pleurocárpico / mezcla de ambos tipos), localización y descripción de la vegetación

Musgo	Descripción	Lat. N	Long. O	Altitud m s.n.m.	Orientación
1	Pleuro. Paisaje abierto en la divisoria Cantábrica	43,12	3,61	880	N
2	Pleuro. Paisaje abierto en la divisoria Cantábrica	43,12	3,62	926	N
3	Pleuro. Paisaje abierto en la divisoria Cantábrica	43,12	3,64	972	NO
4	Pleuro. Paisaje abierto en la divisoria Cantábrica	43,12	3,66	994	Collado

	Musgo	Descripción	Lat. N	Long. O	Altitud m s.n.m.	Orientación
5	Acro.	Paisaje abierto en la divisoria Cantábrica	43,11	3,68	1.022	NNO
6	Mezcla	Paisaje abierto en la divisoria Cantábrica	43,12	3,70	1.154	Collado
7	Acro.	Paisaje abierto en la divisoria Cantábrica	43,12	3,71	788	NO
8	Acro.	Paisaje abierto en la divisoria Cantábrica	43,13	3,72	697	NO
9	Pleuro.	Paisaje abierto en la divisoria Cantábrica	43,03	3,86	874	NNE
10	Pleuro.	Paisaje abierto en la divisoria Cantábrica	43,05	3,88	1.003	N
11	Pleuro.	Paisaje abierto en la divisoria Cantábrica	43,05	3,89	930	NNE
12	Acro.	Paisaje abierto en la divisoria Cantábrica	43,07	3,89	780	Fondo de Valle
13	Pleuro.	Paisaje abierto en la divisoria Cantábrica	43,08	3,89	628	NE
14	Acro.	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,08	3,56	755	Fondo de Valle
15	Mezcla	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,10	3,57	775	Fondo de Valle
16	Mezcla	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,11	3,58	768	Fondo de Valle
17	Acro.	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,12	3,58	804	Fondo de Valle
18	Acro.	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,12	3,59	830	S
19	Pleuro.	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,12	3,60	818	Fondo de Valle
20	Mezcla	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,12	3,60	819	NE
21	Acro.	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,14	3,73	614	S
22	Pleuro.	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	40,44	3,74	386	SO
23	Acro.	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,16	3,79	338	Fondo de Valle
24	Acro.	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,16	3,81	298	Fondo de Valle
25	Acro.	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,17	3,84	259	Fondo de Valle
26	Acro.	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,17	3,87	228	Fondo de Valle
27	Mezcla	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,17	3,89	207	Fondo de Valle
28	Pleuro.	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,09	3,90	395	NE
29	Pleuro.	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,11	3,90	342	NE
30	Pleuro.	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,13	3,90	305	E
31	Pleuro.	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,14	3,90	261	Fondo de Valle
32	Pleuro.	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,16	3,90	236	E
33	Pleuro.	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,18	3,90	156	NE
34	Mezcla	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,19	3,91	192	NE
35	Acro.	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,21	3,93	163	NE
36	Acro.	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,22	3,94	144	NE
37	Acro.	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,24	3,95	124	E
38	Acro.	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,25	3,95	106	NE
39	Acro.	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,27	3,95	86	Fondo de Valle
40	Pleuro.	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,29	3,96	73	NE
41	Acro.	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,30	3,97	50	SE
42	Pleuro.	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,32	3,96	47	Fondo de Valle
43	Acro.	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,34	3,97	39	Fondo de Valle
44	Acro.	Bosque mixto caducifolio con plantaciones dispersas de pino	43,35	3,96	41	Fondo de Valle
45	Pleuro.	Gradiente de <i>Fagus sylvatica</i> dentro de bosque mixto caducifolio	43,15	3,72	502	Fondo de Valle
46	Pleuro.	Gradiente de <i>Fagus sylvatica</i> dentro de bosque mixto caducifolio	43,15	3,73	429	Fondo de Valle

	Musgo	Descripción	Lat. N	Long. O	Altitud m s.n.m.	Orientación
47	Acro.	Gradiente de <i>Fagus sylvatica</i> dentro de bosque mixto caducifolio	43,16	3,74	447	Fondo de Valle
48	Pleuro.	Gradiente de <i>Fagus sylvatica</i> dentro de bosque mixto caducifolio	43,16	3,75	416	Fondo de Valle
49	Pleuro.	Gradiente de <i>Fagus sylvatica</i> dentro de bosque mixto caducifolio	43,16	3,76	385	Fondo de Valle
50	Acro.	Gradiente de <i>Fagus sylvatica</i> dentro de bosque mixto caducifolio	43,16	3,78	304	Fondo de Valle
51	Acro.	Llanura litoral con zonas arboladas dispersas de <i>Quercus ilex</i> y plantaciones de pino y eucalipto	43,37	3,96	18	Fondo de Valle
52	Acro.	Llanura litoral con zonas arboladas dispersas de <i>Quercus ilex</i> y plantaciones de pino y eucalipto	43,40	3,94	58	O
53	Acro.	Llanura litoral con zonas arboladas dispersas de <i>Quercus ilex</i> y plantaciones de pino y eucalipto	43,42	3,96	3	Llanura litoral
54	Acro.	Llanura litoral con zonas arboladas dispersas de <i>Quercus ilex</i> y plantaciones de pino y eucalipto	43,44	3,95	72	O
55	Acro.	Llanura litoral con zonas arboladas dispersas de <i>Quercus ilex</i> y plantaciones de pino y eucalipto	43,45	3,96	24	Llanura litoral
56	Acro.	Llanura litoral con zonas arboladas dispersas de <i>Quercus ilex</i> y plantaciones de pino y eucalipto	43,46	3,73	35	Llanura litoral
57	Acro.	Llanura litoral con zonas arboladas dispersas de <i>Quercus ilex</i> y plantaciones de pino y eucalipto	43,46	3,71	22	Llanura litoral
58	Acro.	Llanura litoral con zonas arboladas dispersas de <i>Quercus ilex</i> y plantaciones de pino y eucalipto	43,46	3,68	12	Llanura litoral
59	Acro.	Llanura litoral con zonas arboladas dispersas de <i>Quercus ilex</i> y plantaciones de pino y eucalipto	43,47	3,65	77	SE
60	Acro.	Llanura litoral con zonas arboladas dispersas de <i>Quercus ilex</i> y plantaciones de pino y eucalipto	43,48	3,61	40	Llanura litoral
61	Mezcla	Llanura litoral con zonas arboladas dispersas de <i>Quercus ilex</i> y plantaciones de pino y eucalipto	43,47	3,57	24	Llanura litoral
62	Acro.	Llanura litoral con zonas arboladas dispersas de <i>Quercus ilex</i> y plantaciones de pino y eucalipto	43,48	3,56	150	SSW
63	Mezcla	Llanura litoral con zonas arboladas dispersas de <i>Quercus ilex</i> y plantaciones de pino y eucalipto	43,48	3,56	241	Cuello
64	Acro.	Llanura litoral con zonas arboladas dispersas de <i>Quercus ilex</i> y plantaciones de pino y eucalipto	43,47	3,50	12	Llanura litoral
65	Pleuro.	Llanura litoral con zonas arboladas dispersas de <i>Quercus ilex</i> y plantaciones de pino y eucalipto	43,46	3,50	33	Llanura litoral
66	Pleuro.	Asociación Lauro nobilis-Quercetum ilicis	43,47	3,49	114	N
67	Pleuro.	Asociación Lauro nobilis-Quercetum ilicis	43,47	3,52	9	NO
68	Pleuro.	Asociación Lauro nobilis-Quercetum ilicis	43,46	3,45	11	O
69	Pleuro.	Asociación Lauro nobilis-Quercetum ilicis	43,45	3,45	115	O
70	Acro.	Asociación Lauro nobilis-Quercetum ilicis	43,45	3,45	76	O
71	Pleuro.	Gradiente entre plantación de <i>Pinus sylvestris</i> y robleal de <i>Quercus robur / petraea</i>	43,26	3,98	546	NE
72	Pleuro.	Gradiente entre plantación de <i>Pinus sylvestris</i> y robleal de <i>Quercus robur / petraea</i>	43,26	3,98	542	NO
73	Pleuro.	Gradiente entre plantación de <i>Pinus sylvestris</i> y robleal de <i>Quercus robur / petraea</i>	43,25	3,99	628	NO
74	Acro.	Gradiente entre plantación de <i>Pinus sylvestris</i> y robleal de <i>Quercus robur / petraea</i>	43,25	3,99	604	NO
75	Pleuro.	Gradiente entre plantación de <i>Pinus sylvestris</i> y robleal de <i>Quercus robur / petraea</i>	43,25	3,98	580	NO

	Musgo	Descripción	Lat. N	Long. O	Altitud m s.n.m.	Orientación
76	Acro.	Gradiente entre plantación de <i>Eucalyptus</i> sp. y bosque de <i>Quercus ilex</i> abierto	43,46	3,68	261	N
77	Mezcla	Gradiente entre plantación de <i>Eucalyptus</i> sp. y bosque de <i>Quercus ilex</i> abierto	43,29	3,97	300	Fondo de Valle
78	Acro.	Gradiente entre plantación de <i>Eucalyptus</i> sp. y bosque de <i>Quercus ilex</i> abierto	43,29	3,96	314	SO
79	Mezcla	Gradiente entre plantación de <i>Eucalyptus</i> sp. y bosque de <i>Quercus ilex</i> abierto	43,29	3,97	318	S

Con respecto a los NPPs, se han identificado amebas, esporas de hongos coprófilos y de otras especies fúngicas. Los resultados expresan en distinto grado la relación entre la comunidad en la cual se encuentra la muestra y su representación en el espectro polínico.

5. CONCLUSIONES

El muestreo ha representado bien los tipos de vegetación que se querían estudiar y su diseño se considera adecuado.

Los estudios sobre la lluvia polínica se pueden hacer tanto en musgos acrocárpicos como en pleurocárpicos. No ha habido diferencias en la concentración polínica captada por ambos tipos de musgos, seguramente debido a que los tapices recolectados eran muy densos y funcionaban bien como trampas polínicas.

Dentro de formaciones arboladas perennifolias (p.ej. encinares y eucaliptales), la lluvia polínica de comunidades vegetales de alrededor es mínima. Esta señal es mayor cuando existen claros o en lugar de formaciones arboladas perennifolias se trata de especies caducifolias.

En zonas abiertas, la señal polínica de especies como el pino, el avellano o el roble es mayor que la del haya o el abedul. Por lo que se refiere a los pinos, se pone de manifiesto que su señal polínica es mayor que la de otros taxones arbóreos, siendo especialmente elevada cuando hay masas densas cerca del punto de muestreo. Por lo tanto, los leves porcentajes polínicos encontrados en algunos registros holocenos del norte de la cordillera Cantábrica parecen sugerir un pasado con ausencia de grandes poblaciones de pino.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado bajo los proyectos “El uso del fuego y la conformación de los paisajes en la montaña Cantábrica y el Pirineo oriental: estudio comparado de su evolución histórica y tendencias actuales” (CSO2012-39680-C02-01); “Geohistoria ambiental del fuego en el Holoceno. Patrones culturales y gestión territorial desde el inicio de la ganadería y la agricultura en la montaña Cantábrica y Pirineo” (CSO2012-39680-C02-02); “Estudio biogeográfico histórico comparado (Montaña Cantábrica, Sistema Central y Pirineos): 18000 años de cambios climáticos y antrópicos sobre especies forestales indicadoras” (CSO2015-65216-C2-1-P), obtenido por el Departamento de Geografía de la Universitat Autònoma de Barcelona, con la ayuda predoctoral FPI PhD (BES-2016-076641), y por el “Grup de Geografia Aplicada” (AGAUR, Generalitat de Catalunya, 2014 SGR 1090 & AGAUR, Generalitat de Catalunya, 2014 SGR 1090 y 2017 SGR-00343). Los autores desean agradecer a Cèlia Pérez Novo, Lucrezia Masci y a Ana Vera Martín su colaboración durante el trabajo de campo.

REFERENCIAS

- Allen, J.R.M.; Huntley, B.; Watts, W.A. (1996). The vegetation and climate of northwest Iberian over the last 14000 yr. *J. Quat. Sci.*, 11(2): 125-147.
- Brugiapaglia, E.; Beaulieu, J.L. de; Guiot, J.; Reille, M. (1998). Transect de pluie pollinique et étagement de la végétation dans le massif du Taillefer (Isère, France). *Géogr. Phys. Quat.*, 52: 209-218.
- Cañellas-Boltà, N.; Rull, V.; Vigo, J.; Mercadé, A. (2009). Modern pollen-vegetation relationships along an altitudinal transect in the central Pyrenees (southwestern Europe). *Holocene*, 19(8): 1185-1200.
- Court-Picon, M.; Buttler, A.; Beaulieu, J.L. de (2006). Modern pollen/vegetation/landuse relationships in mountain environments: an example from the Champsaur valley (French Alps). *Veg. Hist. Archaeobot.*, 15(3): 151-168.
- Cugny, C.; Mazier, F.; Galop, D. (2010). Modern and fossil non-pollen palynomorphs from the Basque mountains (western Pyrenees, France): the use of coprophilous fungi to reconstruct pastoral activity. *Veg. Hist. Archaeobot.*, 19: 391-408.
- Ejarque, A.; Miras, Y.; Riera, S. (2011). Pollen and non-pollen palynomorph indicators of vegetation and highland grazing activities obtained from modern surface and dung datasets in the eastern Pyrenees. *Review of Palaeobotany and Palynology.*, 167(1-2): 123-139.
- Ellis, M.B. (1971). *Dematiaceous Hyphomycetes*. Kew: Commonwealth Mycological Institute.
- Faegri, K.; Kaland, P.E.; Krzywinski, K. (1989). *Textbook of Pollen Analysis*. Chichester: John Wiley and Sons Ltd.
- González-Pellejero, R.; Allende, F.; López-Sáez, J.A.; Frochoso-Sánchez, M.; Alba-Sánchez, F.; Abel-Schaad, D. (2014). Dinámicas naturales y antrópicas en los paisajes vegetales de los valles internos de Cantabria occidental (Norte de España). *Boletín de la AGE*, 65: 139-165.
- López-Sáez, J.A.; Glais, A.; Tsiftsis, S.; Lepez, L. (2018). Modern pollen-vegetation relationships along an altitudinal transect in the Lefka Ori massif (western Crete, Greece). *Review of Palaeobotany and Palynology*, 259: 159-170.
- Mariscal, B. (1983). Estudio polínico de la turbera del Cueto de la Avellanosa, Polaciones (Cantabria). *Cad. do Lab. Xeolóxico Laxe*, 5: 205-226.
- Mariscal, B. (1986). Análisis polínico de la turbera del Pico Sertal, de la Sierra de Peña Labra. Reconstrucción de la paleoflora y de la paleoclimatología durante el Holoceno en la zona oriental cantábrica. En: López-Vera, F. (Ed.). *Quaternary Climate in Western Mediterranean*. Proceedings of the Symposium on Climatic Fluctuations during the Quaternary in the Western Mediterranean Region. Madrid: Universidad Autónoma: 205-216.
- Mariscal, B. (1987). *Estudio Palinológico de la Flora Holocénica de Cantabria. Aspectos Paleoclimáticos*. Universidad Complutense: Unpublished PhD.
- Mariscal, B. (1989). Comparación palinológica entre una turbera de la cordillera central y unas turberas de la cordillera cantábrica. *II European Paleobot. Conference*. Madrid: Universidad Complutense.
- Mariscal, B. (1993). Variación de la vegetación holocena (4300-280 B.P.) de Cantabria a través del análisis polínico de la turbera del Alsa. *Estud. Geol.*, 49: 63-68.
- Mazier, F.; Galop, D.; Brun, C.; Buttler, A. (2006). Modern pollen assemblages from grazed vegetation in the western Pyrenees, France: a numerical tool for more precise reconstruction of past cultural landscapes. *Holocene*, 16: 91-103.
- Menéndez-Amor, J.; Florschütz, F. (1963). Sur les éléments steppiques dans la végétation quaternaire de l'Espagne. *Bol. la Real Sociedad Española Historia Natural. Sección Geología*, 61: 121-133.
- Miras, Y. (2009). L'étude des relations entre végétation et pluie pollinique actuelle sur le plateau de Millevaches (Limousin, France): outil pour une meilleure caractérisation pollenanalytique des formes paysagères et des pratiques agrosylvopastorales. *Rev. Sci. Nat. Auvergne*, 73: 71-104.
- Montoya, E.; Rull, V.; van Geel, B.; (2010). Non-pollen palynomorphs from surface sediments along an altitudinal transect of the Venezuelan Andes. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol.*, 297: 169-183.
- Moore, P.D.; Webb, J.A.; Collinson, M.E. (1991). *Pollen Analysis*. Oxford: Blackwell.



- Muñoz-Sobrino, C.; Ramil-Rego, P.; Gómez-Orellana, L.; Díaz-Varela, R.A. (2005). Palynological data on major Holocene climatic events in NW Iberia. *Boreas*, 34(3): 381-400.
- Peña-Chocarro, L.; Zapata, L.; Iriarte, M.J.; González Morales, M.; Straus, L.G. (2005). The oldest agriculture in northern Atlantic Spain: new evidence from El Mirón Cave (Ramales de la Victoria, Cantabria). *J. Archaeol. Sci.*, 32(4): 579-587.
- Peñalba, M.C. (1989). *Dynamique de Végétation Tardiglaciaire et Holocène du Centre-Nord de l'Espagne d'après l'analyse pollinique*. Université d'Aix, (Ph.D. dissertation).
- Peñalba, M.C. (1994). The history of the Holocene vegetation in northern Spain from pollen analysis. *J. Ecol.*, 82: 815-832.
- Pérez-Díaz, S.; López-Sáez, J.A.; Pontevedra-Pombal, X.; Souto-Souto, M.; Galop, D. (2016). 8000 years of vegetation history in the northern Iberian Peninsula inferred from the palaeoenvironmental study of the Zalama ombrotrophic bog (Basque-Cantabrian Mountains, Spain). *Boreas*, 45(4): 658-672.
- Pérez-Obiol, R.; García-Codron, J.C.; Pèlachs, A.; Pérez-Haase, A.; Soriano, J.M. (2016). Landscape dynamics and fire activity since 6740 cal yr BP in the Cantabrian region (La Molina peat bog, Puente Viesgo, Spain). *Quaternary Science Reviews*, 135(1): 65-78. [doi:10.1016/j.quascirev.2016.01.021](https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2016.01.021)
- Reille, M. (1992). *Pollen et spores d'Europe et d'Afrique du Nord*. Marseille: Université d'Aix-Marseille III, Laboratoire de Botanique Historique et Palynologie.
- Reille, M. (1998). *Pollen et spores d'Europe et d'Afrique du Nord e Supplément 2*. Marseille: Université d'Aix-Marseille III, Laboratoire de Botanique Historique et Palynologie.
- van Geel, B.; Aptroot, A. (2006). Fossil ascomycetes in Quaternary deposits. *Nova Hedwigia*, 82: 313-329.
- Zapata, L. (2012). Holocene wood charcoal from El Mirón cave. Vegetation and wood use. Straus, L.G.; González Morales, M. (Eds.) *El Mirón Cave, Cantabrian Spain. The site and its Holocene archaeological record*. Albuquerque: University of New Mexico Press: 174-196.

CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD
XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía
Santander (Cantabria), 22-25 junio de 2020



METODOLOGÍA PARA LA DETECCIÓN Y EVALUACIÓN DE ÁREAS DE CONFLICTO ENTRE ENCLAVES CON ACTIVIDADES DEPORTIVAS DE ESCALADA Y PUNTOS DE REPRODUCCIÓN DE AVES RUPÍCOLAS CATALOGADAS EN ARAGÓN

Raquel Solsona González¹, Luis Alberto Longares Aladrén¹ y María Royo Navascués²

¹ Dpto. de Geografía y Ordenación del Territorio. Universidad de Zaragoza. lalongar@unizar.es

² Banco de Datos de Aragón. Dirección General de Medio Natural y Gestión Forestal. Gobierno de Aragón. mr@unizar.es

RESUMEN

En los últimos años en España se ha observado un incremento en el número de practicantes y de lugares donde se realiza la escalada deportiva, siendo Aragón una de las Comunidades Autónomas donde se ha constatado un mayor crecimiento. Dicho aumento se ha producido sin control y en la actualidad no existe, fuera de los Espacios Naturales Protegidos y alguna escuela o sector, normativa alguna que regule dicha actividad.

Se presenta por tanto, una metodología de análisis geoespacial que permite definir los lugares de conflicto entre la conservación de las especies rupícolas catalogadas y la práctica de la escalada deportiva, a través de varios objetivos particulares, como la creación de la primera base de datos actualizada de la actividad de la escalada en Aragón, la creación de indicadores de impacto potencial de la escalada sobre las especies rupícolas y la zonificación en base a criterios de conservación y uso deportivo del territorio aragonés. El resultado final ha permitido identificar las diferentes áreas donde confluyen aves rupícolas y escalada, pero sobre todo establecer el grado de conflicto existente entre ambos usos, en función de parámetros como la fragilidad o la intensidad de uso.

Palabras clave: escalada deportiva, aves rupícolas, análisis geoespacial, ordenación del territorio.

ABSTRACT

In recent years in Spain there has been an increase in the number of climbers and places where sports climbing takes place, being Aragon one of the regions where there has been a greater growth. This increase has taken place without control and at present there is no regulation outside the Natural Protected Areas that regulates said activity.

It is presented, a methodology of geospatial analysis that allows to define the places of conflict between the conservation of cataloged species and the practice of the sport scale. Several objectives are raised. The creation of the first updated database of climbing activity in Aragon. The creation of indicators of the potential impact of climbing on the species of the riparian species and zoning based on criteria of conservation and sports use in Aragon. The final result has allowed to identify the different sectors where birds and climbing birds meet, establish the degree of conflict between both uses, based on fragility or intensity of use.

Keywords: sport climbing, riparian birds, geospatial analysis, regional planning.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

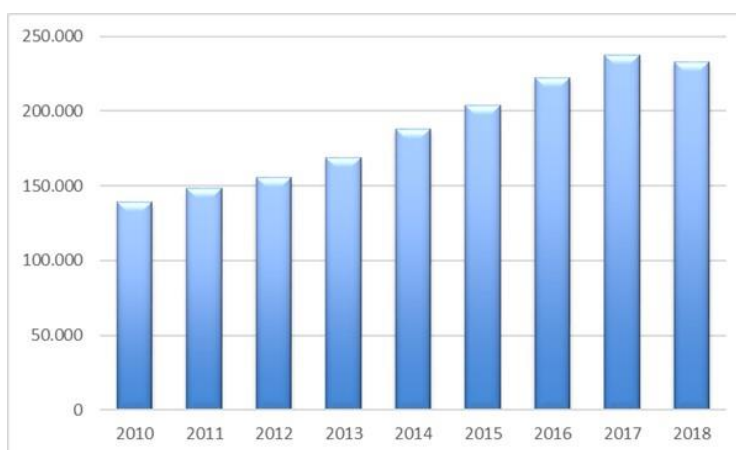
Solsona González, R.; Longares Aladrén, L.A.; Royo Navascués, M. (2020). Metodología para la detección y evaluación de áreas de conflicto entre enclaves con actividades deportivas de escalada y puntos de reproducción de aves rupícolas catalogadas en Aragón. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 203-212.

1. INTRODUCCIÓN

En los últimos años en España se ha observado un incremento en el número de practicantes de la actividad de escalada (Figura 1), así como de los lugares donde se practica esta actividad deportiva, siendo Aragón una de las Comunidades Autónomas dónde se ha constatado un mayor crecimiento. Dicho incremento se ha producido sin ningún tipo de control y en la actualidad no existe ninguna normativa, salvo en Espacios Naturales Protegidos a través de sus Planes de Uso y Gestión (Gobierno de Aragón, 2019) y alguna escuela o sector, que regule la creación y supervisión de las vías de escalada, y mucho menos un registro y localización oficial de los lugares en los que se puede practicar.

Figura 1. Evolución del número de licencias deportivas de escalada en España

Fuente: Gobierno de España, Ministerio de Cultura y Deporte, 2019.



El crecimiento de la práctica de la escalada, también ha supuesto un incremento en el número de lugares donde se practica esta actividad deportiva, dichos espacios, coinciden en muchos enclaves con biotopos ocupados por rapaces rupícolas, todas ellas bajo protección o incluidas en catálogos de especies protegidas internacionales, nacionales y autonómicas, surgiendo en ocasiones conflictos entre la realización de la actividad deportiva y la conservación de las especies, en especial en el periodo más crítico que es la reproducción.

Bajo esta premisa y ante la necesidad de establecer un conocimiento minucioso de la situación actual entre escalada deportiva y conservación de aves rupícolas en Aragón, se ha creado una metodología de análisis y valoración que pueda ofrecer líneas de trabajo a la administración y federaciones de montaña para una mejor convivencia entre conservación y actividad deportiva y que al mismo tiempo pueda ser extrapolable a otros territorios donde también se está observando esta situación.

2. OBJETIVOS

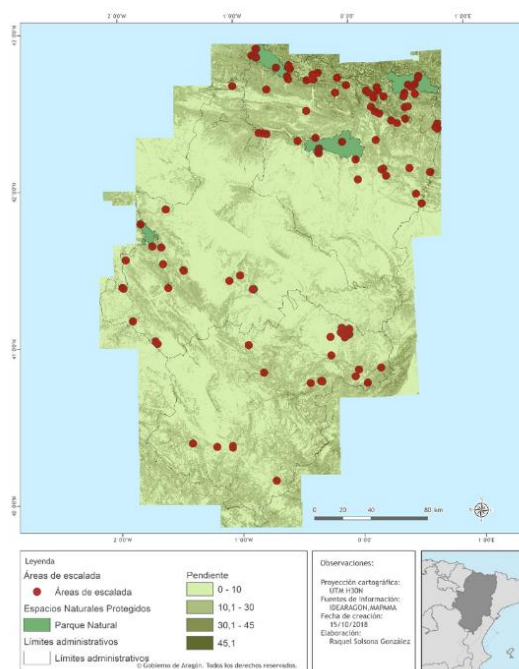
El objetivo general del trabajo es diseñar una metodología para detectar las áreas de conflicto entre la actividad de escalada deportiva y la presencia de especies rupícolas catalogadas. La consecución de este objetivo general se alcanza tras desarrollar varios objetivos parciales como son:

- Conocer la distribución e intensidad de la actividad de escalada en Aragón.
- Analizar el impacto potencial de la escalada sobre las aves rupícolas catalogadas.

3. ÁREA Y OBJETO DE ESTUDIO

Se plantea el estudio para la totalidad de la Comunidad Autónoma de Aragón, sin embargo, el análisis detallado se realiza sobre las áreas de escalada definidas a partir de la información recopilada sobre esta actividad deportiva, por lo que el trabajo se ha realizado a dos niveles diferentes (Figura 2).

Figura 2. Zona de estudio y áreas de escalada detectadas



En el trabajo se estudian todos los sectores y escuelas de escalada comprendidos en el ámbito del territorio de la Comunidad Autónoma de Aragón, lo que se traduce en el análisis de 149 áreas de escalada repartidas entre las tres provincias aragonesas, Huesca (72), Zaragoza (42) y Teruel (35).

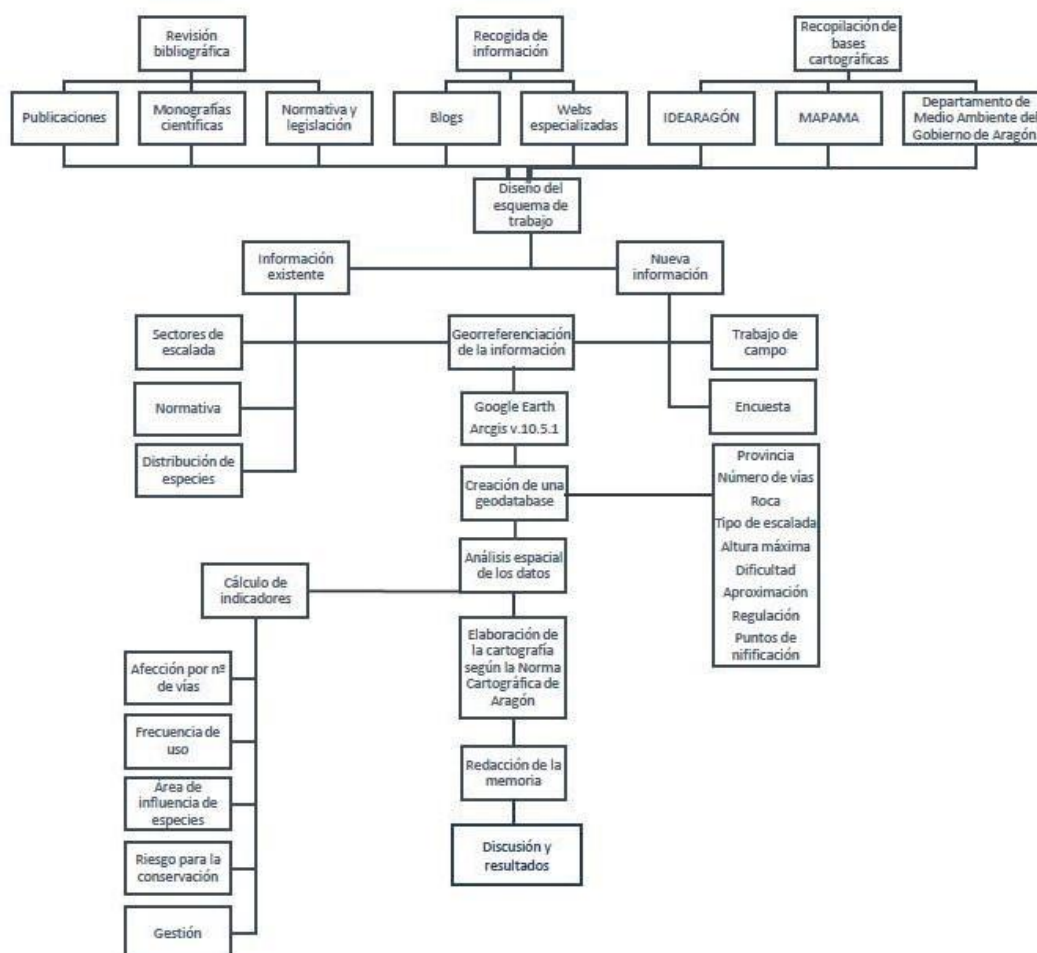
La especial configuración del relieve de Aragón, favorece tanto la actividad del deporte de escalada como la presencia de una importante población de aves rupícolas. Su distribución depende de varios factores ambientales, pero en especial del relieve y geomorfología de la zona y de la componente litológica y en ambos casos estas variables son especialmente condicionantes, tanto para la práctica deportiva como para la nidificación de las cuatro especies de aves rupícolas catalogadas seleccionadas para este trabajo, lo cual hace que la coincidencia espacial en el territorio sea especialmente relevante.

En cuanto a las especies seleccionadas para este trabajo, se ha optado por cuatro que cuentan con categorías de protección en alguno de los niveles administrativos de protección, bien internacional, nacional y/o autonómico (BOE, 2011; BOA, 2005). Se trata de tres especies de buitres: *Neophron percnopterus* (Alimoche común), *Gyps fulvus* (Buitre leonado), *Gypaetus barbatus* (Quebrantahuesos) y una de las rapaces en situación más delicada en cuanto a su conservación en Aragón, como es *Aquila fasciata* (Águila perdicera), con buena representación y nivel de seguimiento de su población en Aragón.

4. METODOLOGÍA

La metodología desarrollada para alcanzar los objetivos propuestos, es la principal contribución de este trabajo. Esta metodología se desarrolla a través de un esquema de trabajo (Figura 3) con tres fases fundamentales. En primer lugar, un exhaustivo trabajo de recopilación de información relativa a la localización de enclaves con práctica de la escalada deportiva, información relativa a la distribución de las especies rupícolas y por último aquellas variables ambientales que condicionan tanto la escalada, como la nidificación de las especies analizadas. Una segunda fase en la que se realizó trabajo de campo para comprobar y completar los datos obtenidos sobre la escalada y la creación de una geodatabase con la información, así como el diseño de una encuesta que permitió validar la información sobre la existencia de vías de escalada en Aragón, y por último una tercera fase, en la que se elaboran los indicadores que han permitido valorar el grado de interacción desde varias perspectivas entre escalada y conservación.

Figura 3. Esquema metodológico



4.1. Recopilación de la información

La ausencia de un registro, tanto oficial como federativo, y la dispersión de la información sobre la existencia y ubicación de las áreas de escalada en Aragón, hizo necesaria una búsqueda exhaustiva a través de bibliografía especializada, páginas web y blogs dedicados a la práctica

de la escalada, en las que se ubicaba y detallaba zonas de escalada en Aragón. También se realizó una revisión de la normativa y legislación vigente sobre la escalada, y la relativa a los Espacios Naturales Protegidos de Aragón, donde se tiene en cuenta esta actividad deportiva al aire libre.

De forma paralela, fue necesario realizar en primer lugar un trabajo de gabinete para revisar las localizaciones de las vías de escalada sobre información topográfica 1:25.000 y sobre cartografía de pendientes con resolución de 5 m, para corregir las ubicaciones con baja precisión o mal referenciadas, así como trabajo de campo para verificar y completar los datos obtenidos anteriormente, al ser conocedores de áreas de escalada no reflejados en la bibliografía, ni en redes sociales, o visitando aquellos enclaves donde la información era escasa, difusa e insuficiente para completar la base de datos de manera rigurosa y necesaria para el posterior análisis.

En cuanto a la distribución de las aves rupícolas, la información se obtiene a través de solicitud oficial al Banco de Datos de la Biodiversidad del Gobierno de Aragón (BDBAragón, 2018), por mediación de la Dirección General de Sostenibilidad. Este Banco de Datos ofrece información en tablas en formato texto, sobre presencia de las cuatro especies, georeferenciada en coordenadas (ETRS89 UTM Zona 30 N y 31 N) y desde el año 2004 hasta la actualidad, pues viene siendo registrada de forma sistemática, dentro de los planes de seguimiento del Servicio de Biodiversidad. También se descargaron los datos disponibles en la Base de Datos del Inventario Español de Especies Terrestres (IEET, 2018) en malla 10 x10 km. en formato shape (.SHP) que corresponde al ámbito de la Península y Baleares (ETRS89 UTM Zona 30N).

Por último, la información relativa a las variables del medio necesarias para este estudio, se obtuvieron a través del Instituto Geográfico de Aragón, por medio de su servidor IDEARAGÓN (<https://idearagon.aragon.es/portal/>). Se obtuvieron en formato “shape” los límites administrativos y de la Red de Espacios Naturales Protegidos de Aragón, mientras que para la variable relieve se trabajó con información del modelo digital de terreno de 2015 con resolución de 5 m para las zonas definidas como áreas de escalada, que permitió a través de la elaboración del mapa de pendientes definir con mayor precisión los puntos de nidificación de las especies y de algunas de estas áreas de escalada.

Toda esta información permitió elaborar una geodatabase completa y actualizada de la actividad de escalada en Aragón, que de esta forma pudo ser analizada en el ámbito de los Sistemas de Información Geográfica de forma espacial y conjunta con la información de distribución de las aves rupícolas objeto de estudio.

4.2. Análisis geoespacial y creación de indicadores

Para poder realizar el análisis geoespacial y poner en relación la distribución de las aves rupícolas y las áreas de escalada, se estimó el área de influencia (buffers), de cada una de las zonas de escalada en relación con la tolerancia de las especies rupícolas a la actividad deportiva. Para ello, se definió una distancia estándar (2 km de radio) para las cuatro especies en función de la bibliografía técnica (Almárcegui, 2013, 2014, 2015 y 2016; Blasco *et al.*, 2014; Gil *et al.*, 2005; Longares, 2003; Gobierno de Navarra, 2016, Zuberogoitia *et al.*, 2014), los planes de recuperación del Quebrantahuesos (BOA, 2003) y del Águila perdicera en Aragón (BOA, 2011) y los Planes de Gestión de algunos Espacios Naturales Protegidos como el del Paisaje Protegido de San Juan de la Peña y Monte Oroel, donde se establece que en los periodos críticos las actividades u acciones deben considerarse molestas para estas especies si se desarrollan en un ámbito de 2 km alrededor de los puntos de nidificación.

Definido por tanto el ámbito espacial donde se producen las interacciones entre la escalada deportiva y la presencia durante el periodo reproductor de estas cuatro aves rupícolas, se procedió a diseñar una metodología de análisis basada en la transformación de la información relativa a la presencia de las aves y la actividad de escalada en una serie de indicadores:

- Presencia de especies en las áreas de influencia de las áreas de escalada, ponderado por el valor de rango de protección de cada una de las especies según catálogos y listas de especies amenazadas (BOA, 2005; Madroño *et al.*, 2004) (Tabla 1).

Tabla 1. Indicador de presencia de aves rupícolas en las áreas de escalada

Valor del indicador	Especie
4	Quebrantahuesos (<i>Gypaetus barbatus</i>)
3	Águila perdicera (<i>Aquila fasciata</i>)
2	Alimoche común (<i>Neophron percnopterus</i>)
1	Buitre leonado (<i>Gyps fulvus</i>)

- Afección por número de vías de escalada presentes en el área de influencia de la zona de escalada siguiendo los valores establecidos por Blasco *et al.*, 2014. (Tabla 2).

Tabla 2. Indicador de afección en relación al número de vías de escalada existentes

Afección	Número de vías	Valor del indicador
Baja	0 - 25	1
Media	25 - 50	2
Alta	50 - 100	3
Extrema	> 100	4

- Frecuencia de uso del sector de escalada (Tabla 3). Ante la ausencia de un registro de uso de las vías de escalada, se diseñó un método indirecto para conocer esta información, que consistió en contabilizar el número de veces que el área de escalada aparece citada en las cinco webs más relevantes de escalada deportiva. Este método fue validado mediante una encuesta en soporte “Google Docs” en el que se preguntaba por las áreas de escalada más visitadas. Esta encuesta accedió a un 1% del total de escaladores de Aragón (131 de 12.000 personas federadas) y fue difundida a través de redes sociales y correo electrónico.

Tabla 3. Frecuencia de uso

Ejemplo sector	Web 1	Web 2	Web 3	Web 4	Web 5	Valor indicador
Lizara	✓					1
Foz de Sigüés	✓		✓			2
Canfranc	✓		✓	✓		3
Panticosa	✓	✓	✓	✓		4
Riglos	✓	✓	✓	✓	✓	5

Por último, definidos los indicadores y sus valores correspondientes, se procedió a la obtención de estos para cada uno de las áreas de influencia de cada sector de escalada, elaborando cartografía temática en formato “*.grid” para cada uno de los indicadores diseñados, permitiendo de esta forma calcular espacialmente el factor de peligrosidad y el factor de riesgo de conservación de las especies rupícolas catalogadas para cada sector de escalada a través de las siguientes fórmulas:

$$\text{Factor de peligrosidad} = \text{Afección por número de vías} + \text{Frecuencia de uso}$$

$$\text{Factor de riesgo de conservación} = \text{Indicador de presencia de aves} + \text{Factor de peligrosidad}$$

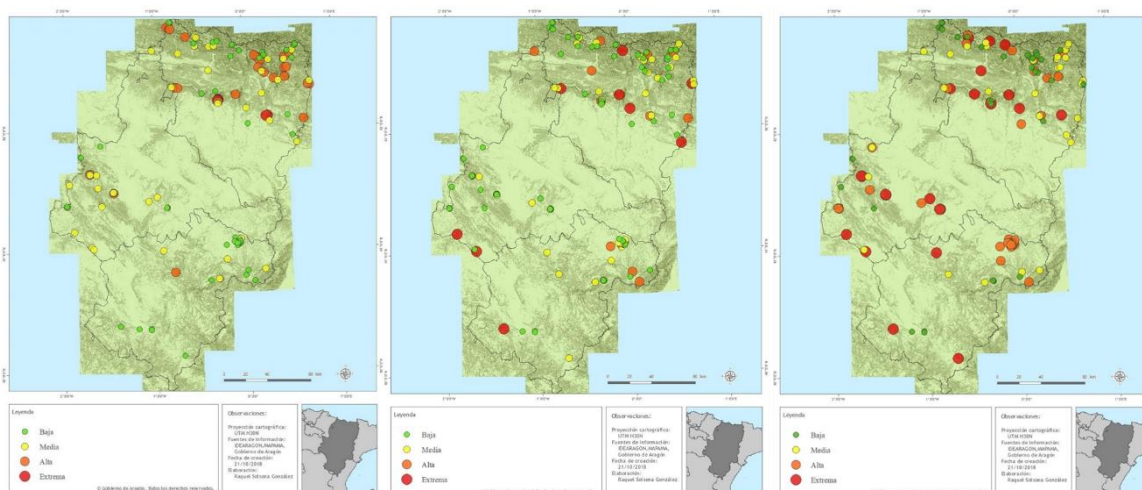
5. RESULTADOS

Los indicadores calculados para cada área de escalada (Figura 4), ponen de manifiesto como la presencia de las cuatro aves rupícolas catalogadas en las áreas de escalada, es significativamente mayor en las áreas situadas en la provincia de Huesca, con menor presencia en la de Teruel. Esto está en relación con la distribución nidificante restringida de *Gypaetus barbatus* en el norte de Aragón, que incrementa el valor de presencia al ser la especie con mayor índice en relación a su mayor nivel de protección.

Del mismo modo la provincia oscense muestra que la afección por el número de vías es también superior en la mayoría de sus áreas de escalada respecto al resto del territorio, derivado de su configuración más montañosa que favorece la existencia de un mayor número de paredes más propicias para esta actividad y con capacidad para albergar un mayor número de vías, aunque en este caso se unen varios puntos en el sistema ibérico zaragozano asociados a la presencia de cañones fluviales de litología calcárea, accesibles y con importante desarrollo longitudinal.

En cuanto a la frecuencia de uso de las áreas de escalada muy similar en las tres provincias, con valores elevados para la mayoría de las áreas definidas, destacando sin embargo las áreas con mayor accesibilidad como las situadas en los márgenes de la depresión del Ebro y Sierras Exteriores pirenaicas.

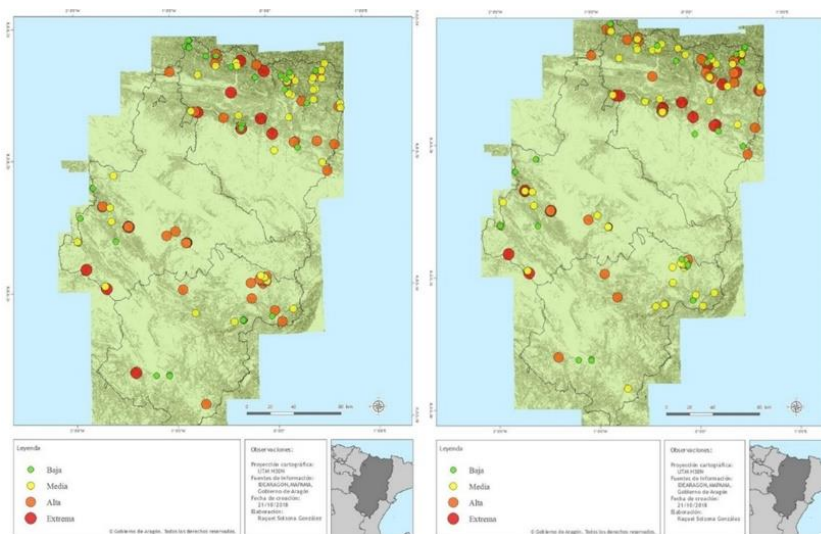
Figura 4. Índice de presencia de aves (izquierda), índice de afección por número de vías (centro) e índice de frecuencia de uso (derecha)



En cuanto a los factores que permiten evaluar las áreas de conflicto, el factor de peligrosidad se muestra como elevado en la mayor parte del territorio aragonés (Figura 5), salvo el sector noroeste de la región que contrasta claramente con el resto, debido fundamentalmente a la baja accesibilidad de las áreas de escalada en este sector, lo que contribuye a disminuir la frecuencia de su uso, reduciendo el valor de este factor. Destacan algunas áreas de escalada como las escuelas de Mallos de Riglos, Rodellar y Alquezar en el sector central de las Sierras Exteriores y Panticosa y Ordesa en el sector central del Pirineo, como los puntos con mayor peligrosidad, mientras que los puntos del Sistema Ibérico más destacados se ubican en Jaraba y Torralba de los Frailes en las zonas de cañones fluviales, todas ellas lugares tradicionales de escalada y de gran difusión entre los practicantes de la actividad.

Por su parte, el riesgo de conservación (Figura 5), que resalta las áreas especialmente delicadas en la convivencia entre la actividad deportiva y la conservación de especies, nos muestra aquellos espacios en los que debería centrarse la gestión, seguimiento y control de la actividad. Estas áreas se concentran en las Sierras Exteriores, volviendo a mostrar a la provincia de Huesca con los enclaves de Mallos de Riglos, Vadiello, Rodellar, Alquezar o el Grado a los que se une el entorno de Castejón de Sos como los lugares con mayor riesgo asociado a la conservación.

Figura 5. Mapa de peligrosidad (izquierda) y mapa de riesgo para la conservación de las especies rupícolas catalogadas (derecha)



6. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos de la aplicación de la metodología descrita, muestran como el cálculo de los factores de peligrosidad y de riesgo de conservación, revelan la estrecha relación espacial entre la práctica de la escalada y la conservación de las aves rupícolas catalogadas objeto de estudio.

El número de personas que practican escalada ha ido creciendo y de forma paralela lo ha hecho el número de vías y sectores, por lo que esta práctica deportiva, como hemos podido observar, se ha convertido en una de las actividades con mayor potencial para interferir en la conservación de estas especies catalogadas. Surge, por tanto, la urgencia de gestionar y ordenar

esta actividad deportiva sin regular salvo en los Espacios Naturales Protegidos y de llegar a un punto de encuentro entre el colectivo escalador y la conservación.

En este sentido, el factor riesgo permite evaluar y mostrar aquellas áreas donde el conflicto es mayor y por lo tanto donde se puede ver más comprometida la conservación de las especies, pudiendo orientar las labores de seguimiento y control y plantear una regulación dinámica.

Agradecimientos

A la Dirección General de Medio Natural y Gestión Forestal del Gobierno de Aragón, en especial a sus técnicos Víctor Sanz y Manolo Alcántara por facilitar en todo momento el acceso a los datos de las especies considerados extremadamente sensibles.

REFERENCIAS

- Almarcegui, I. (2013). *Estudio de Interacciones entre avifauna rupícola y actividades al aire libre 2013: Escalada y otros*. Gobierno de Navarra, Informe inédito. <https://www.navarra.es/NR/rdonlyres/792FD41C-072F-4716-80F7-51B2F6A2B278/379630/Escalada2013.pdf>
- Almarcegui, I. (2014). *Estudio de Interacciones entre avifauna rupícola y actividades al aire libre 2014: Escalada y otros*. Gobierno de Navarra, Informe inédito. https://www.navarra.es/NR/rdonlyres/792FD41C-072F-4716-80F7-51B2F6A2B278/379629/Escalada_2014.pdf
- Almarcegui, I. (2015). *Estudio de Interacciones entre avifauna rupícola y actividades al aire libre 2015: Escalada y otros*. Demarcaciones de Estella Norte y Urbasa. Gobierno de Navarra, Informe inédito. http://www.navarra.es/NR/rdonlyres/792FD41C-072F-4716-80F7-51B2F6A2B278/379628/Act_Dep_Cortados_2015.pdf
- Almarcegui, I. (2016). *Identificación de puntos de nidificación con riesgos de afección por escalada en 2016*. Gobierno de Navarra, Informe inédito. https://www.navarra.es/NR/rdonlyres/792FD41C-072F-4716-80F7-51B2F6A2B278/379627/01_Documento_2016.pdf
- BDBAragón (2018). Localizaciones de las especies *Neophron percnopterus*, *Gyps fulvus*, *Gypaetus barbatus* y *Aquila fasciata*. Gobierno de Aragón.
- Blasco Ibáñez, I.; Longares Aladrén L.A.; Gil Gallús, J.A. (2014). Análisis de la afección del deporte de escalada en la biología reproductora del quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus* L.) En el Pirineo central (Aragón-España). *Geographicalia*, 66: 5-19.
- BOA (2003). Decreto 45/2003, de 25 de febrero, del Gobierno de Aragón, por el que se establece un régimen de protección para el quebrantahuesos y se aprueba el Plan de Recuperación. *Boletín Oficial de Aragón*, 29, 12 de marzo de 2003. <http://www.boa.aragon.es/cgi-bin/EBOA/BRSCGI?CMD=VEROBJ&MLKOB=393566761917>
- BOA (2005). Decreto 181/2005, de 6 de septiembre, por el que se regula el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón. *Boletín Oficial de Aragón*, 114, 23 de septiembre de 2005. <http://www.boa.aragon.es/cgi-bin/EBOA/BRSCGI?CMD=VEROBJ&MLKOB=81734540202>
- BOA (2011). Decreto 326/2011, de 27 de septiembre, del Gobierno de Aragón, por el que se establece un régimen de protección para el águila-azor perdicera (*Hieraetus fasciatus*) en Aragón, y se aprueba el Plan de recuperación. *Boletín Oficial de Aragón*, 198, 6 de octubre de 2011. <http://www.boa.aragon.es/cgi-bin/EBOA/BRSCGI?CMD=VEROBJ&MLKOB=622856440505>
- BOE (2011). Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. *Boletín Oficial del Estado*, 46, 23 de febrero de 2011. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2011/02/04/139/con>

- Gil, J.A.; Longares, L.A.; Chéliz, G.; Lorente, L.; Báguena, G. y Díez, O. 2005. Radioseguimiento de un quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) reproductor en el Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara (Aragón-España). *Lucas Mallada*, 12: 75-88.
- Gobierno de Aragón (2019). *Planificación y Gestión de los Espacios Naturales Protegidos*. Departamento de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente. <https://www.aragon.es/-/planificacion-y-gestion-de-los-espacios-naturales-prottegidos>.
- Gobierno de Navarra (2016). *Estudio de interacciones entre avifauna rupícola y actividades al aire libre 2016: escalada y otros*. Demarcaciones del Guarderío de Tafalla-Sangüesa y Aoiz. https://www.navarra.es/NR/rdonlyres/792FD41C-072F-4716-80F7-51B2F6A2B278/379627/01_Documento_2016.pdf
- IEET (2018). *Inventario Español del Patrimonio Natural y la Biodiversidad. Servicio de Vida Silvestre*. Ministerio para la Transición Ecológica (MITECO). <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-especies-terrestres/inventario-nacional-de-biodiversidad/bdn-ieet-default.aspx>
- Longares, L.A. (2003). *Zoogeografía ecológica del quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en Aragón. Análisis y valoración de los factores ecogeográficos en relación con la reproducción*. Zaragoza: Universidad de Zaragoza: Tesis Doctoral. <https://zaguan.unizar.es/record/1893?ln=es>
- Madroño, A.; González, C.; Atienza, J.C. (Eds.) 2004. *Libro Rojo de las Aves de España*. Madrid: Dirección General para la Biodiversidad, Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife).
- Ministerio de Cultura y Deporte (2019). *Anuario de estadísticas deportivas 2019*. Madrid: Gobierno de España, Secretaría General Técnica. <http://www.culturaydeporte.gob.es/dam/jcr:dc406096-a312-4b9d-bd73-2830d0affb2d/anuario-de-estadisticas-deportivas-2019.pdf>
- Zuberogoitia, I.; Zabala, J.; Martínez, J.E.; González-Oreja, J.A.; López-López, P. (2014). Effective conservation measures to mitigate the impact of human disturbances on the endangered Egyptian vulture. *Animal Conservation*, 17: 410-418.

EL ESTUDIO DE LOS ALUDES A TRAVÉS DEL ANÁLISIS DENDROLÓGICO EN LAS CANALES DE LIORDES Y DEL MEDIODÍA (FUENTE DÉ, CANTABRIA)

Alicia Traspuesto González

Dpto. de Geografía, Urbanismo y O.T. Universidad de Cantabria. alicia.traspuesto@unican.es

RESUMEN

La dendrología es una técnica que, desde la década de los setenta del siglo pasado, se ha utilizado para estudiar la dinámica de la vegetación y la influencia que distintos agentes externos tienen sobre ella. Para presentar a los alumnos del Grado en Geografía esta técnica, se ha seleccionado como ámbito de trabajo el entorno de Fuente Dé, uno de los principales accesos al Parque Nacional de Picos de Europa y un agente externo que modifica notablemente la cubierta vegetal: los aludes. Los cores se han extraído en función de las evidencias externas observables en los árboles del desencadenamiento de dicho fenómeno natural (escala macroscópica) y, después del tratamiento de las muestras en el laboratorio, se ha realizado un análisis dendrológico con la mesa de medición LINTAB6, el estereomicroscopio Leica y el software TSAP-WIN. Los resultados obtenidos permiten buscar patrones de distribución por edad, estimar la frecuencia de aludes según las características de la cubierta vegetal o datar eventos de alud del pasado a partir de la observación de indicios a escala mesoscópica.

Palabras clave: dendrología, hayedo, aludes de nieve, Picos de Europa.

ABSTRACT

Dendrology is a technique that, since the seventies of the last century, has been used to study vegetation dynamics and the influence that different external agents have on it. In order to introduce this technique to Geography Degree students, Fuente Dé has been chosen as workspace, because it is one of the main access to Picos de Europa National Park, and has an external agent that modifies notably his vegetal cover: snow avalanches. The cores has been extracted from the external evidences, observables in trees of avalanches triggering (macroscopic scale) and, after the samples treatment in the laboratory, a dendrological analysis has been performed, with the LINTAB6 measuring table, the Leica stereomicroscope and the TSAP-WIN software. The results obtained allow us to look for distribution patterns by age, to estimate the frequency of avalanches according to the characteristics of the vegetation cover or to date avalanche events from the observation of mesoscopic scale evidences.

Keywords: dendrology, beech, snow avalanche, Picos de Europa.

1. INTRODUCCIÓN

La cubierta vegetal en las áreas de montaña puede ver dificultado su desarrollo debido al intenso dinamismo de dichos medios. Aquellos factores que modifican la cubierta vegetal actúan de forma distinta sobre ésta. Por un lado, la vegetación existente en un sector se adecúa a las características climáticas del mismo; mientras que los factores geomorfológicos modelan

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Traspuesto González, A. (2020). El estudio de los aludes a través del análisis dendrológico en las Canales de Liordes y del Mediodía (Fuente Dé, Cantabria). Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 213-222.

el relieve a través de distintos procesos. Procesos como la gelifracción pueden llegar a provocar heridas en el arbolado cuando, como consecuencia de los ciclos de hielo-deshielo, la roca se fragmenta y se precipitan al vacío bloques y cantos que impactan sobre los árboles.

Otro proceso periglacial que puede tener un gran impacto en la superficie arbolada son los aludes. Cuando una porción del manto nivoso comienza a desplazarse vertiente abajo, va cargándose de distintos materiales e incrementando su poder de destrucción. Por ello, el alud presenta un nivel de arrasamiento del arbolado muy elevado (Mases, 2005).

A través de la dendrología es posible obtener información sobre cómo se ha modificado la cubierta vegetal. En lo que respecta a los aludes como agente externo, esta técnica permite datar no sólo cuándo se ha desencadenado dicho fenómeno natural, también es posible estimar la superficie afectada a partir de las evidencias que han quedado en los árboles.

En el entorno de Fuente Dé, se desencadenan aludes en las canales de Liordes, Mediodía y Las Verdes, entre otras. Éstos arrasan parte de la vegetación arbórea provocando que la masa boscosa presente edades muy dispares. Por ello, este sector del frente meridional de los Picos de Europa se ha considerado un pequeño laboratorio para que los alumnos del Grado en Geografía y Ordenación del Territorio puedan aproximarse a distintas técnicas utilizadas en geografía física para explicar, a través de la vegetación, la dinámica del medio natural.

2. MÉTODO

La dendrología es una ciencia que explica, a través del estudio anatómico de los árboles y de sus anillos de crecimiento, la dinámica de distintos procesos. Las fases de trabajo en que se divide esta técnica son tres: trabajo de gabinete, de campo y de laboratorio (Creus Novau, 2000). En primer lugar, la fase de trabajo de gabinete se centra en la correcta definición del objeto de estudio y la preparación de la jornada de trabajo de campo: delimitación del área de estudio, establecimiento de los criterios para la selección de muestras y elaboración de fichas para cada ejemplar muestreado.

Durante el trabajo de campo se seleccionan los individuos a muestrear en función de los criterios establecidos durante la fase anterior y se extraen los cores con una barrena de Pressler de 40 cm. Además, a cada ejemplar se le proporciona una identificación basada en la toponimia de su ubicación, la especie a la que pertenece y el orden de extracción. También se cumplimenta la ficha con aquellos datos más relevantes: localización, fecha de extracción, diámetro del árbol, presencia de heridas o estado del fuste. En este caso se extrajeron trece testigos, todos ellos de ejemplares de haya (*Fagus sylvatica*), de árboles próximos a una canal de aludes con evidencias externas de haberse visto afectados por una avalancha en el pasado (Decaulne, Eggertsson y Saedmundsson, 2012). En total se extrajeron nueve testigos en las inmediaciones de la Canal de Liordes y cuatro en las de la Canal del Mediodía.

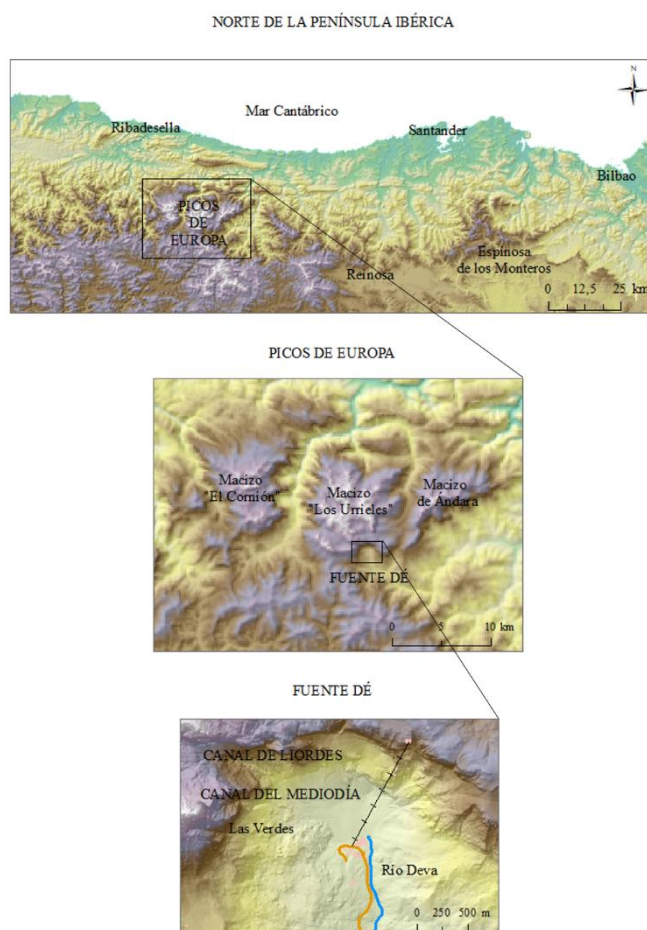
La última fase de trabajo se desarrolla en el laboratorio. Ésta consta de dos partes diferenciadas: el tratamiento de las muestras y el análisis dendrológico. El tratamiento de las muestras se centra en el secado y lijado de las mismas; mientras que el análisis dendrológico se centra en la caracterización del ritmo de crecimiento y conteo de anillos, así como la identificación de alteraciones provocadas por agentes externos que puedan suponer un obstáculo para el desarrollo de la cubierta vegetal. El análisis dendrológico se realiza con ayuda de la mesa de medición LINTAB6, el estereomicroscopio Leica y el software TSAP-WIN.

3. ÁMBITO DE ESTUDIO

El área de Fuente Dé es un pequeño sector de la Cordillera Cantábrica localizado en el frente meridional del Macizo Central de los Picos de Europa. Se corresponde con un frente de falla donde la erosión de los materiales menos resistentes ha dado lugar a un amplio fondo de valle, que favorece el desarrollo de vegetación, y a un afloramiento rocoso directo de material calcáreo que se presenta como una imponente pared vertical (Figura 1). Esta área se ha seleccionado como pequeño laboratorio para explicar a través del análisis dendrológico cómo un agente externo, en este caso los aludes de nieve, puede llegar a dificultar el desarrollo de la vegetación. Dicho “laboratorio” se localiza en el bosque de hayas entre 1.310 y 1.342 m de altitud, con una pendiente de entre 20-35 ° y con una extensión de 150x130 m. Es decir, una pequeña área localizada entre las canales de Liordes y del Mediodía.

Figura 1. Localización del ámbito de estudio

Fuente: elaborado a partir del Modelo Digital del Terreno E: 1:200.000 (Asturias, Cantabria y Vizcaya) y del Modelo Digital del Terreno, Hoja 81. 1:25.000. Madrid: Instituto Geográfico Nacional.



Este sector se integra en la región bioclimática Eurosiberiana, la cual se organiza altitudinalmente en pisos. En concreto, y en función de las altitudes mínima y máxima del ámbito de estudio (1.078 y 1.834 m), los pisos existentes en el sector son el montano y el subalpino. Éstos a su vez se dividen en los subpisos mesomontano (800 a 1.200 m), altimontano (1.200 a 1.600 m) y subalpino inferior. En el subpiso mesomontano se alternan los bosques de

frondosas con formaciones herbáceas dedicadas al sector primario, mientras que en el subpiso altimontano la cubierta vegetal es densa y presenta una mayor continuidad. Ésta se caracteriza por un predominio de bosques de haya (aproximadamente un 70% del arbolado del sector), de rebollos (*Quercus pyrenaica*) (el 30% restante) y una pequeña representación de avellanos (*Corylus avellana*) localizada en las márgenes del hayedo y en las laderas de orientación sur. En cambio, el piso subalpino se caracteriza por la presencia de matorrales, ya que el incremento de altitud es un condicionante para el desarrollo de la vegetación (Rivas Martínez *et al.*, 1984).

La instalación de una especie en un sector viene determinada por factores climáticos, geomorfológicos y antrópicos. En este caso, el factor antrópico no es considerado determinante, por lo que la explicación se va a centrar en los rasgos climáticos y geomorfológicos del sector. En lo que respecta a las hayas y a los rebollos, éstos requieren de precipitaciones abundantes. Además, las hayas se ubican frecuentemente sobre materiales calizos; mientras que los rebollos tienden a asentarse sobre una mayor variedad de materiales. Donde sí difieren es en la orientación preferente. Por un lado, el bosque de hayas se localiza en la ladera de umbría (orientaciones norte o nordeste) y el rebollar en la ladera de solana debido a la necesidad de un mayor aprovechamiento de luz solar (orientación sur).

3.1. Un clima “oceánico de montaña”

Según la clasificación de Köppen, el área de estudio presenta un clima “frío sin estación seca y verano templado” (*Dfb*) que, además, se encuentra notablemente influido por el relieve del conjunto montañoso en el que se integra. Es decir, las barreras orográficas potencian las características del clima oceánico e incrementan el volumen de precipitación registrado en el sector.

Ante la ausencia de una serie temporal fiable de temperaturas y precipitación de la estación meteorológica de Fuente Dé, se ha optado por caracterizar el clima de la estación de Pido. Pese a que dicha estación se localiza a una altitud inferior (940 m), su situación próxima al área de estudio hace que los rasgos climáticos puedan ser semejantes para ambas ubicaciones.

En este caso, la estación de Pido ha registrado entre 1981-2010 un volumen de precipitación próximo a 1.200 mm/año, alcanzando los valores máximos durante los meses de otoño e invierno. En cambio, los valores mínimos se registraron durante los meses de julio y agosto. En lo que respecta a las temperaturas, el estío es fresco, con una temperatura media que no alcanza los 20°C, y el invierno presenta una temperatura media inferior a los 5°C (Ansell y Celis, 2011).

3.2. El modelado del relieve

Los procesos modeladores del relieve en Fuente Dé son la karstificación, la huella de los glaciares, el periglacialismo y los procesos de ladera (IGME, 2012). Las formas resultantes de la acción de dichos procesos son muy variadas.

En Fuente Dé el material predominante, al igual que en el resto del conjunto montañoso, es la caliza. Por ello, la actuación conjunta del material calcáreo y de las abundantes precipitaciones del sector dan como resultado una amplia variedad de formas de exokarst (el poljé de Vega de Liordes) y endokarst (amplia red de drenaje subterránea que da lugar a numerosas surgencias).

Por otro lado, el descenso de dos lenguas glaciares hasta Fuente Dé dieron lugar a una intensa abrasión de los materiales más deleznable (lutitas) provocando que el material más resistente quedara en resalte como una imponente pared vertical de material calizo.

El modelado del relieve del periglacialismo se basa, principalmente, en el potencial erosivo del hielo y de la nieve. Es decir, los procesos periglaciares más frecuentes en Fuente Dé son la

gelifracción y los aludes. En el caso de la gelifracción, las formas resultantes son los canchales y las pedreras, mientras que las principales formas resultantes del desencadenamiento de aludes son, precisamente, las canales de aludes.

Por último, los procesos de ladera poseen un alto potencial erosivo y movilizan un gran volumen de material, coexistiendo hasta tres mecanismos de colonización: los desprendimientos, los deslizamientos y las canales torrenciales.

4. RESULTADOS

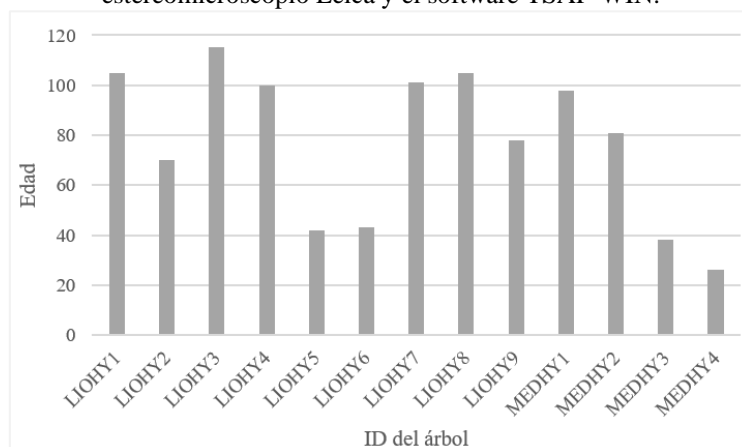
Una vez realizado el tratamiento de muestras, con la información recabada durante la jornada de trabajo de campo y el análisis dendrológico, se han obtenido los siguientes resultados.

4.1. Búsqueda de patrones de distribución por edad

La medición y conteo de los anillos de crecimiento de los árboles muestra cómo la gran mayoría de los individuos muestreados superan los cincuenta años. Es decir, se consideran “árboles maduros” (García Esteban *et al.*, 2003). En cambio, los “árboles jóvenes”, cuya edad es inferior a la cincuentena, sólo se presenta en un reducido grupo de muestras identificadas como LIOHY5, LIOHY6, MEDHY3 y MEDHY4, siendo esta última la más joven con apenas veintiséis años (Figura 2).

Figura 2. Conteo de los años de los árboles muestreados

Fuente: elaborado a partir de las mediciones realizadas con la mesa de medición LINTAB6, el estereomicroscopio Leica y el software TSAP-WIN.

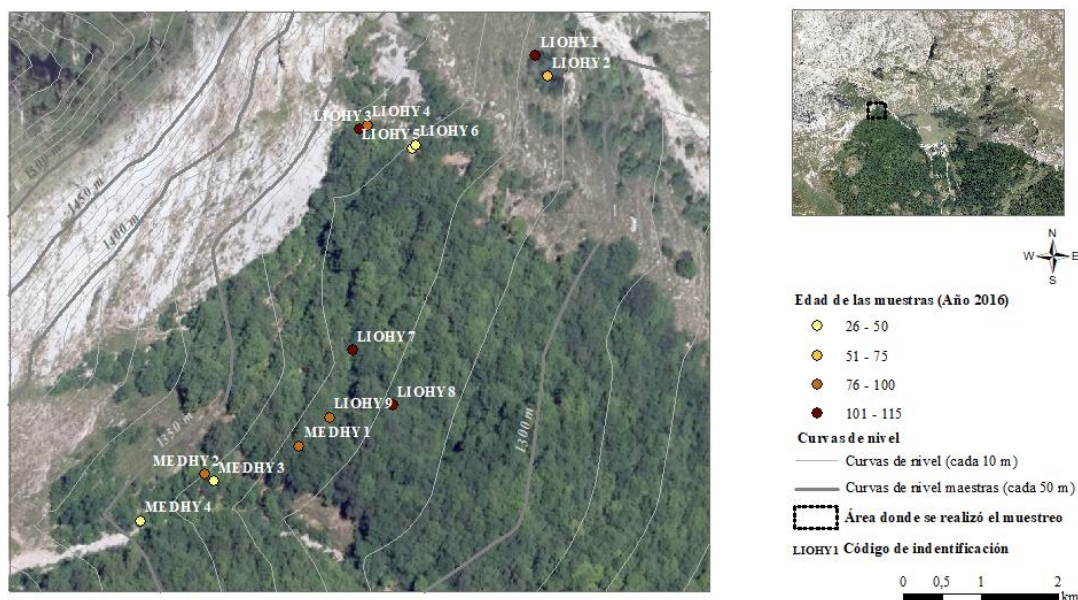


En lo que respecta a los árboles maduros, el individuo de mayor edad se identifica como LIOHY3 con 115 años, seguido de un grupo de individuos que rondan el siglo de vida (LIOHY1, LIOHY4, LIOHY7, LIOHY8 y MEDHY1). El resto de los individuos clasificados como árboles maduros superan ampliamente la cincuentena, presentando una edad más próxima a los setenta y cinco años.

Una vez clasificados los testigos como “árboles maduros” y “árboles jóvenes”, es posible buscar patrones de distribución en función de la localización exacta de cada ejemplar. Por ello, los cuatro ejemplares de madera joven presentan una distribución lógica, ya que todos ellos se ubican en las márgenes de las canales estudiadas. De igual forma, la mayor presencia de individuos maduros se localiza donde la densidad de la masa arbolada es mayor (Figura 3).

Figura 3. Edades de los árboles muestreados

Fuente: elaborado a partir de la Ortofotografía del PNOA, Hoja N° 81 (Potes). 1:50.000, Base Topográfica Nacional 1:25.000 y de las mediciones realizadas con la mesa de medición LINTAB6, el estereomicroscopio Leica y el software TSAP-WIN.



4.2. Detección de indicios a escala macroscópica y mesoscópica

Las dos escalas de análisis empleadas en el análisis dendrológico han sido la macroscópica y la mesoscópica. La primera de ellas se centra en la observación de los indicios que cada ejemplar muestreado presenta en las distintas partes que lo componen: fuste, ramas y raíces. Por otro lado, la escala mesoscópica se focaliza en el conteo, medición y observación de los anillos de crecimiento de los individuos muestreados.

Las anomalías observables a escala macroscópica que pueden vincularse con la afectación del ejemplar muestreado por un agente externo, en este caso los aludes de nieve, son los siguientes: pie volcado, fuste acodado, tronco descortezado, heridas o cicatrices y ramas rotas o arrancadas (Díez-Herrero, Ballesteros, Bodoque y Ruiz-Villanueva, 2009).

La información de cada ejemplar recabada durante la jornada de trabajo de campo muestra cómo todos los individuos muestran evidencias de afectación por aludes, con excepción de los árboles identificados como LIOHY7 y LIOHY9 (Tabla 1). Los indicios más frecuentes son las heridas y las ramas rotas, siendo también muy frecuente la existencia de árboles con fuste acodado como consecuencia de la presión ejercida por la nieve sobre la base de los troncos.

Únicamente se ha considerado relevante centrarse en dos anomalías anatómicas de la madera para el análisis dendrológico a escala mesoscópica: la madera de tracción o crecimiento excéntrico y la presencia de cicatrices internas (Figura 4).

Sólo un tercio de los individuos de la Canal de Liordes presentan algún tipo de anomalía interna (el crecimiento excéntrico). Por el contrario, en la Canal del Mediodía sólo la muestra identificada como MEDHY1 no presenta evidencias de afectación por un agente externo. El resto de muestras de la Canal del Mediodía presentan cicatrices internas y sólo los cores MEDHY3 y MEDHY4 presentan ambos indicios (Tabla 2).

Tabla 1. Indicis dendrogeomorfológicos a escala macroscópica

Fuente: elaborado a partir de los datos recogidos durante la jornada de trabajo de campo.

	Indicio	Pie volcado	Fuste acodado	Tronco descortezado	Heridas	Ramas rotas
	Código					
Canal de Liordes	LIOHY1				✓	
	LIOHY2				✓	✓
	LIOHY3		✓		✓	
	LIOHY4		✓			✓
	LIOHY5		✓		✓	
	LIOHY6		✓		✓	
	LIOHY7					
	LIOHY8					✓
	LIOHY9					
Canal del Mediodía	MEDHY1				✓	✓
	MEDHY2			✓		✓
	MEDHY3		✓	✓		✓
	MEDHY4	✓			✓	✓

Figura 4. Crecimiento excéntrico observado en los testigos LIOHY5 y LIOHY6 (izda.) y cicatriz interna en el testigo MEDHY2 (dcha.)

Fuente: colección propia.



Tabla 2. Indicis dendrogeomorfológicos a escala mesoscópica

Fuente: elaborado a partir de la observación de los testigos extraídos durante la jornada de trabajo de campo

	Código	Crecimiento excéntrico	Cicatrices internas
	Indicio		
Canal de Liordes	LIOHY1		
	LIOHY2		
	LIOHY3	✓	
	LIOHY4		
	LIOHY5	✓	
	LIOHY6	✓	
	LIOHY7		
	LIOHY8		
	LIOHY9		
Canal del Mediodía	MEDHY1		
	MEDHY2		✓
	MEDHY3	✓	✓
	MEDHY4	✓	✓

4.3. Análisis de la frecuencia de aludes según las características de la cubierta vegetal

La caracterización de la peligrosidad de un fenómeno natural concreto hace hincapié tanto en la frecuencia como en la intensidad en que éste se materializa. En el caso de los aludes, el análisis de la cubierta vegetal permite aproximarse a los tiempos de retorno en que este fenómeno puede desencadenarse y, para ello, el análisis se ha basado en la adaptación que Vada, Frochoso y Vilaplana realizaron de la Mc Clung y Schaerer (Tabla 3).

Tabla 3. Estimación de frecuencias bajas y muy bajas de aludes en función de las características de la cubierta vegetal

Fuente: Vada, Frochoso y Vilaplana (2012), adaptada de McClung y Schaerer.

Frecuencia anual	Características de la cubierta vegetal
1 - 0,5	Herbácea, subarborescente y arbustiva de hayas. Altura máxima de los árboles: 3 m.
0,5 - 0,1	Árboles maduros tumbados y jóvenes con fuste recto con indicios. Altura máxima de los árboles: 5 m.
0,1 - 0,02	Árboles maduros no tumbados con indicios y árboles jóvenes con fuste recto sin indicios. Altura máxima de los árboles: 6 m.
0,02 - 0,01	Árboles con fuste recto con diámetros de más de 50 cm. Árboles con alturas superiores a los 6 m.
< 0,01	Árboles maduros con indicios con más de 100 cm de diámetro. Alturas de los árboles superiores a los 8 m.

La división del análisis de frecuencias según las dos canales estudiadas muestra cómo las estimaciones de frecuencia anual más elevadas se manifiestan en los ejemplares de la Canal del Mediodía. Los testigos MEDHY3 y MEDHY4 presentan un fuste recto, una altura inferior a los 5 m y heridas en su tronco. Por tanto, su frecuencia estimada es de 0,5-0,1. Por otro lado, MEDHY1 y MEDHY2 presentan un intervalo de frecuencia de 0,02-0,01 aludes / año. Ambos ejemplares se caracterizan por un diámetro comprendido entre 125-150 cm, una altura superior a los 8 m y edades que superan ampliamente la cincuentena.

En lo que respecta a los testigos pertenecientes a la Canal de Liordes, las frecuencias anuales distan mucho en función de la edad de los individuos. Los individuos jóvenes presentan frecuencias entre 0,1-0,02, ya que tanto LIOHY5 como LIOHY6 pertenecen a árboles de, aproximadamente, 5 m con heridas visibles en el tronco. En cambio, los testigos de árboles maduros se distribuyen en varios intervalos de frecuencia: 0,1-0,02, 0,02-0,01 y <0,01. Por un lado, LIOHY3 y LIOHY8 presentan una frecuencia anual muy baja (<0,01). Por otro, los árboles de los cuales se han obtenido las muestras LIOHY4, LIOHY7 y LIOHY9 presentan fustes elevados y diámetros amplios (80-150 cm) y, por ello, presentan una frecuencia anual de 0,02-0,01. Los últimos testigos (LIOHY1 y LIOHY2) presentan una frecuencia similar a las muestras LIOHY5 y LIOHY6. Ambos presentan características que permiten su inclusión en el intervalo 0,1-0,02: fuste recto y heridas en el tronco o ramas rotas.

5. DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos permiten observar patrones de distribución lógicos según las edades de los individuos muestreados, puesto que aquellos ejemplares ubicados en las

proximidades de las márgenes de las canales de aludes son más jóvenes que aquellos ubicados bajo una superficie arbolada más densa. Es más, los ejemplares ubicados en las márgenes de las canales son también aquellos en los que se observa un mayor número de evidencias de afectación por el agente externo que supone un obstáculo al desarrollo del arbolado.

La observación conjunta de los indicios tanto a escala macroscópica como mesoscópica permite comprobar cómo las evidencias observadas a una escala de pequeño detalle tienen su manifestación en la escala de mayor detalle. Un ejemplo muy claro es la existencia de un fuste acodado a escala macroscópica con la observación de crecimiento excéntrico a escala mesoscópica. Estos indicios demuestran que un agente externo, alud o simplemente nieve acumulada, ha ejercido una presión que provoca que el fuste del árbol se curve desde su base.

Por otro lado, las heridas y la existencia de ramas rotas en los árboles pueden vincularse con el desencadenamiento de aludes por los impactos que pueden recibir éstos de los materiales transportados por la avalancha. Sin embargo, es necesario ser cautos ya que la presencia de heridas, ramas rotas o cicatrices internas en los individuos de mayor edad y localizados bajo una superficie arbolada densa no tiene por qué haber sido provocada por un alud de nieve. En el área de estudio se desencadenan otros procesos, distintos a los aludes, que pueden generar daños en los árboles: los desprendimientos producto de la gelifracción. Por tanto, cuánto mayor sea la proximidad de un árbol con dichos indicios a una canal de aludes, mayor será la probabilidad de que éstos hayan sido provocados por un alud. Este problema se solventaría con un mayor número de testigos que presenten los mismos indicios durante los mismos años, así como una síntesis histórica de temporales de nieve que pueda tener correspondencia con los aludes datados a través de los indicios observados.

Pese a la diversidad de indicios que se vinculan al desencadenamiento de aludes, el indicio más claro es la presencia de árboles con el pie volcado en las márgenes de las canales de aludes. De todos los testigos extraídos, únicamente MEDHY4, el árbol más joven y con una ubicación más próxima a una canal de alud, presenta este indicio.

En lo que concierne a la estimación de la frecuencia anual de desencadenamiento de aludes y su repercusión en la superficie arbolada, las características de los individuos muestreados en la Canal del Mediodía parecen evidenciar una mayor actividad de este fenómeno natural que la que muestran los individuos de las inmediaciones de la Canal de Liordes. El contraste de las frecuencias anuales con las edades e indicios a escala macroscópica y mesoscópica confirma esta teoría.

El fuerte dinamismo de los medios de montaña puede llegar a considerarse un obstáculo para el desarrollo de la vegetación ya que agentes externos, como los aludes de nieve, tienen la energía suficiente para arrasar todo aquello que encuentren a su paso. Puesto que para comprender la dinámica evolutiva de la cubierta vegetal es necesario conocer el medio en su conjunto, se deben estudiar todos los factores que modifican dicha cubierta: factores climáticos, geomorfológicos y, pese a que en el pequeño laboratorio seleccionado no tuvieron especial relevancia, antrópicos. Para ello, se destaca el potencial la dendrología como técnica frecuentemente utilizada para estudiar la dinámica del medio natural.

Los resultados presentados en esta comunicación son aquellos que se han proporcionado a distintos grupos de estudiantes durante las jornadas de “Geograficate” del Departamento de Geografía, Urbanismo y Ordenación del Territorio de la Universidad de Cantabria, siendo también útiles para presentar a los alumnos del grado universitario la dendrología como una técnica complementaria a las fuentes de información clásicas y para hacerles comprender la necesidad de conocer el medio de forma integral.

6. CONCLUSIONES

La escasez de testigos extraídos en el ámbito de trabajo permite obtener resultados parciales. Sin embargo, sí que es posible observar patrones de distribución de edades lógicas, ya que los individuos localizados en las márgenes de las canales de aludes son mucho más jóvenes que aquellos ubicados bajo una superficie arbolada más densa. De igual forma, los ejemplares muestreados presentan indicios asociados al desencadenamiento de aludes: heridas, ramas rotas, pie volcado, troncos descortezados y fuste acodado a escala macroscópica; y crecimiento excéntrico y cicatrices internas a escala mesoscópica.

Atendiendo a los resultados obtenidos (edades de ejemplares, indicios observados y estimación de frecuencia anual de aludes), la Canal del Mediodía parece presentar una mayor actividad de eventos de avalancha de nieve que la Canal de Liordes.

Agradecimientos

Esta comunicación se ha realizado durante el desarrollo de un Contrato Predoctoral “Concepción Arenal” de la Universidad de Cantabria. Mención especial merecen Manuel Frochoso Sánchez y Raquel González Pellejero por haber proporcionado apoyo teórico y técnico, acompañarme a realizar trabajo de campo y proporcionarme el espacio y el equipo necesario para realizar el análisis.

REFERENCIAS

- Ancell Trueba, R.; Célis Díaz, R. (2011). *Termopluiometría de Cantabria durante el periodo 1981-2010*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Agencia Estatal de Meteorología (AEMet).
- Creus Novau, J. (2000). Dendrocronología y dendroclimatología, o cómo los árboles nos cuentan el clima del pasado. En: García Codron, J.C. (Coord.). *La reconstrucción del clima de época preinstrumental*. Santander: Universidad de Cantabria; Asociación de Geógrafos Españoles.
- Decaulne, A.; Eggertsson, O.; Saedmundsson, P. (2012). A first dendrogeomorphologic approach of snow avalanche magnitude – frequency in Northern Iceland. *Geomorphology*, 167-168: 35-44. [doi:10.1016/j.geomorph.2011.11.017](https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.11.017)
- Díez- Herrero, A.; Ballesteros Cánovas, J.A.; Bodoque, J.M.; Ruiz-Villanueva, V. (2009). Los indicios dendrogeomorfológicos y su utilidad para la estimación de la frecuencia y magnitud de avenidas. En: *V Congreso Forestal Español. Montes y sociedad: Saber qué hacer*. Ávila, de 21 a 25 de septiembre. Ávila: Sociedad Española de Ciencias Forestales; Junta de Castilla y León: 2-13.
- García Esteban, L.; Guindeo Casaus, C.; Peraza Oramas, C.; Palacios de Palacios, P. de (2003). *La madera y su anatomía: anomalías y defectos*. Madrid: Mundi-Prensa; Fundación Conde del Valle Salazar.
- IGME; OAPN (2012). *Parque Nacional de los Picos de Europa: Guía Geológica*. Madrid: Instituto Geológico y Minero de España. http://www.igme.es/LibrosE/GuiasGeo/PicosdeEuropa_sp/index.html
- Mases, M. (2005). La defensa contra los riesgos naturales. El ejemplo de los aludes de nieve. *Enseñanza de las Ciencias de la Tierra*. 13(2): 114-126.
- Rivas- Martínez, S.; Díaz, T.E.; F. Prieto, J.A.; Loidi, J.; Penas, A. (1984). *La vegetación de la alta montaña cantábrica: Los Picos de Europa*. León: Ediciones Leonesas.
- Vada, J.A.; Frochoso, M.; Vilaplana, J.M. (2012). Evaluación y cartografía del riesgo de aludes en el camino PR-PNPE 21 de acceso a la Vega de Urriellu, Picos de Europa (Noroeste de España). *Cuaternario y Geomorfología*. 26: 29-47.

EJE TEMÁTICO II

**Experiencias de gestión y
conservación del medio biótico**

ANÁLISIS DEL PATRIMONIO NATURAL Y CULTURAL DEL PANTANO DE ELDA (ALICANTE, ESPAÑA)

Álvaro Amorós Muela¹, Antonio Prieto Cerdán² y Ascensión Padilla Blanco³

¹ Universidad de Alicante. *alvaro71096@gmail.com*

² MedSPai. Dpto. Análisis Geográfico Regional y Geografía Física. Universidad de Alicante.
a.prieto@ua.es

³ MedSPai. Dpto. Análisis Geográfico Regional y Geografía Física-CIBIO. Universidad de Alicante.
ma.padilla@ua.es

RESUMEN

Esta investigación tiene como objeto el análisis y la valoración del patrimonio natural y del patrimonio cultural del pantano de Elda, que está incluido en el Catálogo Valenciano de Zonas Húmedas y se encuentra en trámite de ser declarado Paraje Natural Municipal, al amparo de la legislación valenciana. Es imposible entender este paisaje natural sin sus condicionantes culturales, ya que parte de la vegetación actual se ha desarrollado gracias a la construcción de infraestructuras de aprovechamiento del río Vinalopó, como la presa del pantano, que data del siglo XVII. El trabajo de campo ha sido fundamental para obtener toda la información y poder caracterizar las formaciones vegetales y los elementos humanos de interés histórico y cultural. Por otra parte, se han consultado fuentes documentales y recursos electrónicos vinculados con esta temática y/o espacio analizado, así como páginas oficiales. Con todo, se ha elaborado una cartografía, cuya finalidad es la puesta en valor del pantano de Elda para su futura conservación. De esta aportación gráfica, destaca la delimitación de unidades de paisaje vegetal y de hábitats, así como la localización de flora de interés, con cartografía representada a escala municipal, ideal para la planificación y gestión territorial. Los resultados obtenidos han sido satisfactorios, ya que se ha podido constatar la riqueza natural y cultural de este espacio antropogénico.

Palabras clave: patrimonio natural, patrimonio cultural, protección, hábitats UE, zonas húmedas, pantano de Elda.

ABSTRACT

This investigation is based in the analysis and valuation of the natural and cultural heritage of the reservoir of Elda, included in the Valencian Catalogue of Humid Areas and is in process of being declared Municipal Natural Site, protected by the Valencian legislation. It is impossible to understand this natural landscape without their cultural conditions, because part of the vegetation has developed thanks to the construction of hydrological infrastructures in Vinalopó river, like the dam of the reservoir built in the XVII century. Field work has been fundamental to obtain the whole information to characterize vegetal formations and cultural elements. On other hand, documentary and electronic sources have been consulted linked to this topic, and also official pages. Considering all these resources, cartography has been elaborated with the goal of the enhancement of the reservoir of Elda for its future conservation. Of this graphic contribution, it is important to highlight the delimitation of plant landscape units and habitats, as well as the location of flora species of community interest, with cartography represented at municipal level, ideal for the territorial planning and management. The results

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Amorós Muela, A.; Prieto Cerdán, A.; Padilla Blanco, A. (2020). Análisis del patrimonio natural y cultural del pantano de Elda (Alicante, España). Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 225-234.

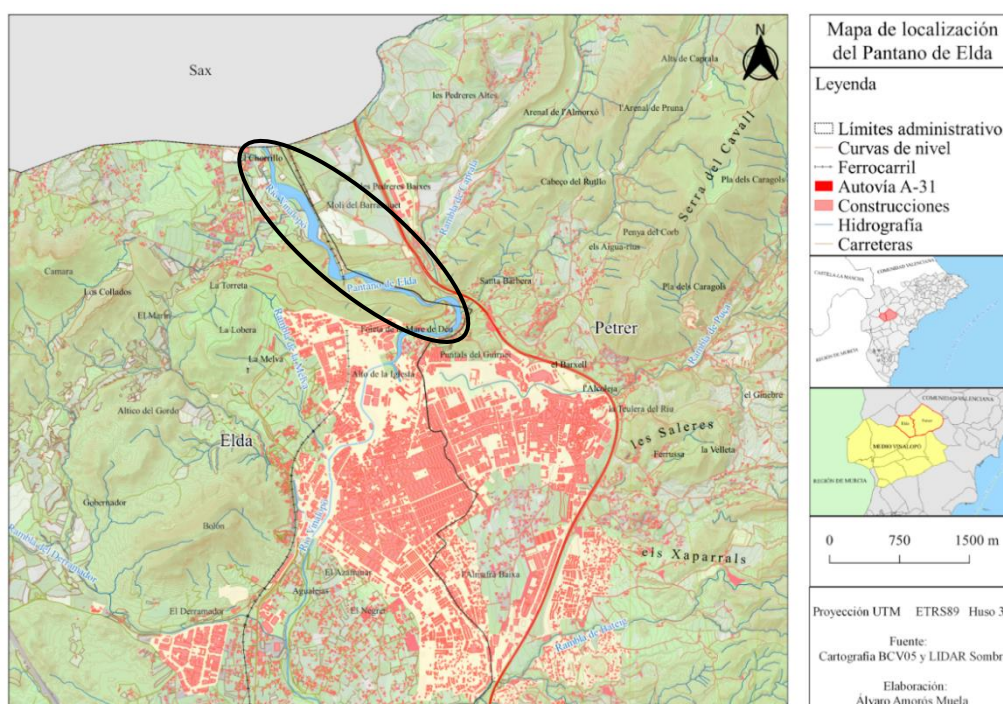
obtained have been satisfactory as it has been possible to verify the natural richness of this anthropogenic place.

Key words: natural heritage, cultural heritage, protection, habitats EU.

1. INTRODUCCIÓN

El pantano de Elda se sitúa en la comarca del Medio Vinalopó, en el interior de la provincia de Alicante. Este paraje natural se encuentra al norte de la conurbación de las ciudades de Elda y Petrer, encajado entre las elevaciones del Alto de la Torreta y la Cuesta del Molino (Mapa 1). Es un lugar de gran riqueza tanto natural como cultural, ya que el río Vinalopó ha favorecido asentamientos de distintas civilizaciones a lo largo de la historia, dejando yacimientos arqueológicos e infraestructuras de aprovechamiento del agua. En la actualidad, este patrimonio cultural está degradado debido al abandono y deterioro que ha sufrido con el paso de los años. La primera presa fue terminada en 1698 pero una riada la destruyó en el año 1793. De ésta, se conservan los estribos laterales. En 1898, se construyó una nueva presa, bastante bien conservada en la actualidad (Ayuntamiento de Elda, 2018). El pantano perdió su función como embalse y, desde el momento que dejó de almacenar agua, se desarrolló un hábitat distinto al que anteriormente existía, surgiendo una formación arborescente de tarays.

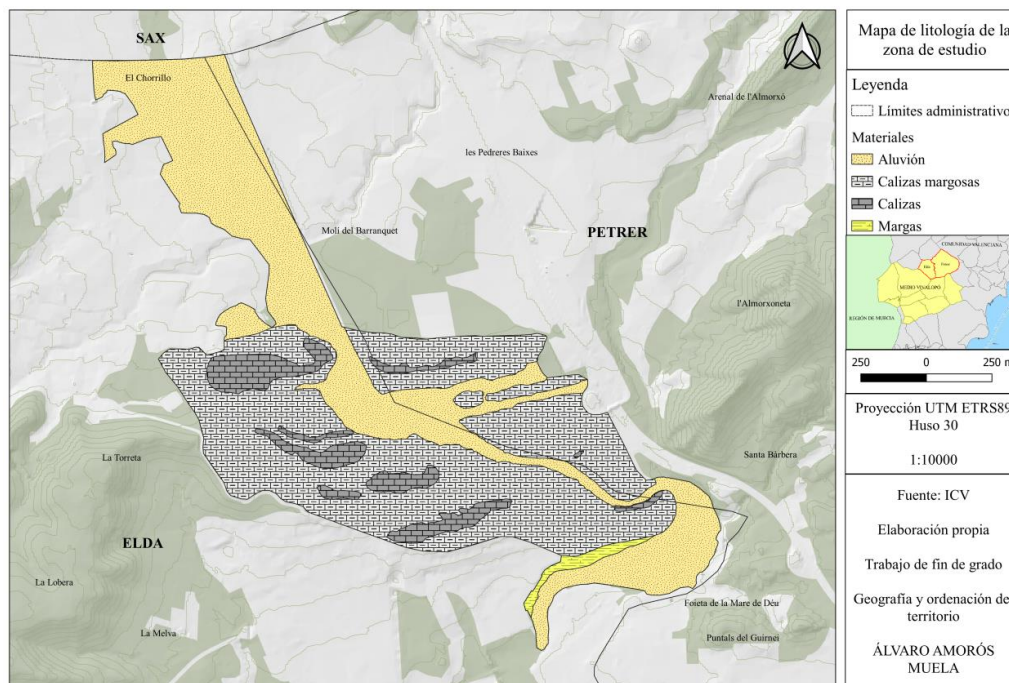
Mapa 1. Localización del área de estudio



Las características topográficas del territorio vienen determinadas por la alternancia de sierras y valles de dirección predominante SO-NE. El pantano se encuentra en una depresión erosionada por el río Vinalopó, encajada entre dos sierras, La Torreta con 552 m s.n.m. perteneciente al municipio de Elda, y la Cuesta del Molino con 494 m s.n.m. en el término de Petrer (Ayuntamiento de Elda, 2018). El área con menor pendiente es la propia zona húmeda.

La zona tiene una litología variada, predominando las calizas del Eoceno y las margas del Oligoceno en las formaciones montañosas que forman parte del conjunto de las Cordilleras Béticas, y depósitos cuaternarios en la depresión fluvial (Mapa 2).

Mapa 2. Litología zona de estudio



El clima de la zona de estudio es mediterráneo semiárido (Rivas, 1983) pero con ciertos rasgos de continentalidad que, de acuerdo con Köppen, puede clasificarse como BSk. Las precipitaciones son escasas y muy irregulares, con dos picos en otoño y en primavera, mientras que en verano hay sequías acusadas. En cuanto a las temperaturas, hay una diferencia notable entre la ciudad y el pantano, ya que en éste se producen fuertes inversiones térmicas.

En general, la zona de estudio se caracteriza por ser un entorno árido con terrenos abruptos de pendientes, en ocasiones, pronunciadas donde aflora la roca madre y escasea el suelo. Por lo tanto, la vegetación tiene serias dificultades para desarrollarse. Sin embargo, en la zona húmeda del pantano, ha habido un proceso de salinización del suelo debido a las aguas del río Vinalopó. Las sales y el sodio han determinado que germinen especies halófilas. Además, la cercanía a la conurbación de Elda-Petrer condiciona la antropización del suelo, apareciendo numerosas especies nitrófilas. Esta biodiversidad justifica que sea la cubierta vegetal el aspecto de más valor en el patrimonio natural del pantano y en que él se ha centrado esta investigación.

Las actividades socioeconómicas desarrolladas en los dos municipios, Elda y Petrer, han determinado la presencia de elementos antrópicos en la zona del pantano, como antenas de telecomunicaciones, tendidos eléctricos o la propia línea del ferrocarril. La presencia del río favoreció e impulsó que, desde la antigüedad, se desarrollara una importante industria que utilizó los molinos hidráulicos como generadores de electricidad para el funcionamiento de las fábricas. Dichas infraestructuras hidráulicas junto a los asentamientos arqueológicos son hoy consideradas patrimonio histórico y cultural por la Conselleria de Educación y por el Ayuntamiento de Elda.

2. METODOLOGÍA

El trabajo de campo ha sido fundamental para obtener toda la información necesaria para caracterizar las formaciones vegetales y los elementos humanos de interés histórico y cultural. La prospección ha sido minuciosa en la localización de flora de interés, utilizando un GPS-Garmin; aunque algunos lugares no han podido ser explorados debido a su inaccesibilidad por ser paredes verticales o por estar vallados, caso de los yacimientos arqueológicos de El Chorrillo y el Monastil. La determinación de la flora se ha realizado usando las claves (Mateo y Crespo, 2014) y recursos electrónicos disponibles, entre los que destaca el Banco de Datos de la Biodiversidad de la Comunidad Valenciana.

Uno de los aspectos más relevantes de este trabajo, a parte de la cartografía temática realizada sobre factores condicionantes del patrimonio natural, caso de la litología, es la elaboración de un mapa de distribución de hábitats, obtenido a partir del trabajo de campo y de la consulta de fuentes documentales (Directiva Hábitat 92/43/CEE y Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad -BOE, 2007-) y cartográficas (Instituto Cartográfico Valenciano - ICV). El nivel de detalle de la información representada en él, lo convierte en herramienta fundamental para la gestión y conservación del patrimonio natural del pantano de Elda.

Para la elaboración cartográfica y el desarrollo del contenido de esta investigación se ha utilizado la información de la Infraestructura de Datos Espaciales Valenciana (IDEV), del Instituto Cartográfico Valenciano (ICV): cartografía básica a escala 1:5000, usos del suelo (SIOSE, 2015), terrenos forestales (PATFOR), zonas húmedas, riesgo de inundación (PATRICOVA), litología, vías pecuarias, figuras de protección, entre otros.

El patrimonio cultural ha sido caracterizado a partir de la información obtenida en los listados de Bienes de Interés Cultural y Etnología de la web de la Dirección General de Patrimonio Cultural Valenciano de la Conselleria de Educación, y en el Catálogo de Bienes y Espacios Protegidos de Elda (Ayuntamiento de Elda, 2014). Con ello, se han elaborado unas tablas descriptivas, diferenciando entre infraestructuras hidráulicas y yacimientos o asentamientos arqueológicos.

3. RESULTADOS

3.1. Valores del patrimonio natural del pantano de Elda: formaciones vegetales, hábitats y flora de interés para su conservación y protección

La gran variedad de formaciones vegetales, hábitats y flora de interés de la zona de estudio es el resultado de las condiciones climáticas, edáficas y topográficas, así como de la presencia antrópica a lo largo del tiempo; pero, fundamentalmente, por la presencia del río Vinalopó.

3.1.1. Formaciones vegetales

Teniendo en cuenta que la presencia del río Vinalopó es un factor crucial en la configuración del paisaje vegetal, podemos diferenciar dos grandes unidades desde el punto de vista fisionómico y de composición florística que son: vegetación hidrohálfila y matorral semiárido mediterráneo con manchas de pinar de repoblación (Fotografía 1).

Hay que tener en cuenta dos aspectos respecto a la primera unidad vegetal: el agua del río Vinalopó llega al pantano contaminada y salinizada y, además, el cese de su función como embalse ha propiciado el crecimiento de la vegetación halófila, configurándose un denso tarayal en el que destacan ejemplares de *Tamarix canariensis* (Fotografía 2), con ejemplares de más de

dos metros de altura. Junto al taray, se desarrolla el carrizo (*Phragmites australis*). En los bordes de la zona inundada van creciendo distintas especies vegetales halonitrófilas como *Salsola sp*, *Atriplex halimus*, *Suaeda sp*.

Fotografía 1. Formaciones vegetales en el pantano de Elda

Fuente: Álvaro Amorós, 2019.



Por otra parte, aguas arriba de la cola del pantano, en el paraje de El Chorrillo, se sigue conservando una escasa alameda (*Rubio tinctorum- Populetum albae*) dominada por el chopo blanco (*Populus alba*), única de todo el municipio de Elda y que, por tanto, es otro de los valores naturales de este espacio.

Fotografía 2. Tarayal del Pantano de Elda (*Tamarix canariensis*)

Fuente: Alvaro Amorós, 2019.



El resto del área de estudio, las laderas, están recubiertas de vegetación arbustiva y herbácea como *Juniperus phoenicea*, *Thymus vulgaris*, *Thymus moroderii*, *Rhamnus lycioides*, *Rhamnus alaternus*, *Ulex parviflorus*, *Rosmarinus officinalis*, *Ononis fruticosa*, *Ephedra fragilis*, *Anthyllis citysoides*, *Anthyllis terniflora*; aunque también aparecen lastonares de *Brachypodium retusum* y espartales de *Stipa tenacissima*. Aquellas vertientes con pendientes más acusadas presentan algunas especies rupícolas como *Hypericum ericoides*, *Teucrium thymifolium* o *Chaenorhinum crassifolium*.

Esta segunda unidad vegetal se ha visto condicionada por un incendio que afectó al pantano en 1991, cuando se destruyó gran parte de la masa forestal. A partir de este episodio, comenzaron a aflorar y a predominar especies pirófitas como las jaras (*Cistus albidus*, *Cistus clusii*). Por otro lado, en 1993 se realizaron plantaciones de pino carrasco (*Pinus halepensis*) en la ladera de La Torreta-Monastil para evitar la erosión post-incendio; aunque, en la actualidad, el pinar no presenta un desarrollo satisfactorio.

3.1.2. Hábitats y flora de interés para su conservación y protección

El exhaustivo trabajo de campo y la consulta de fuentes documentales y cartográficas, como ya ha sido expuesto en la metodología, han permitido diferenciar en el terreno y elaborar una cartografía de detalle sobre los hábitats y coberturas vegetales (Mapa 3), de gran valía para la propuesta de este espacio como Paraje Natural Municipal, así como para su futura gestión, conservación y seguimiento.

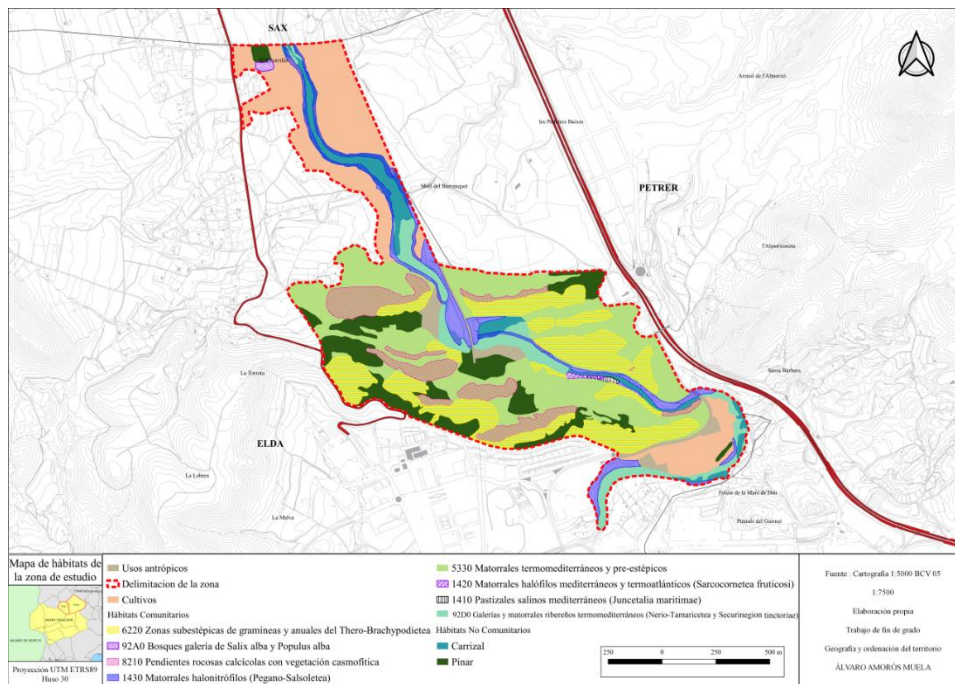
Los hábitats vinculados a la formación vegetal de especies hidrohófilas son: 92D0 - Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos (*Nerio-Tamaricetea* y *Securinegion tinctoriae*) es el más representativo de la zona de estudio y de mayor valía debido a la presencia de una formación arborescente densa de especies del género *Tamarix* en el lecho del río Vinalopó por su densidad, cobertura y desarrollo en la vertical; 1410 - Pastizales salinos mediterráneos (*Juncetalia maritimae*) con presencia de *Juncus maritimus* y *Juncus acutus*; 92A0 - Bosques galería de *Salix alba* y *Populus alba*, destaca la alameda en el nacimiento del paraje de El Chorrillo, con ejemplares de *Populus alba*; 1510 - Estepas salinas mediterráneas (*Limonietales*) en los suelos temporalmente encharcados por aguas salinas y eventualmente sujetos a desecación durante el verano se han encontrado ejemplares de *Limonium delicatulum*, *Limonium angustebracteatum* y *Limonium parvibracteatum*; 1420 - Matorrales halófilos mediterráneos y termoatlánticos (*Sarcocornetea fruticosi*) en las zonas de suelos más desecados se han diferenciado *Arthrocnemum macrostachyum* y *Halimione portulacoides* junto a *Suaeda* sp. y *Limonium* sp.; 1430 - Matorrales halonitrófilos (*Pegano-Salsoletea*), también presente junto a los caminos se han localizado *Atriplex halimus*, *Atriplex glauca*, *Suaeda vera*, *Salsola vermiculata*, *Salsola oppositifolia*, *Salsola genistoides* y también es probable la presencia de *Suaeda spicata* (Serra, 2016).

Respecto al resto de la zona de estudio fuera de la influencia de la lámina de agua o de humedad edáfica: 5330 - Matorrales termomediterráneos y pre-estépicos con una amplia fitodiversidad en la que destacan especies endémicas (*Anthyllis cytisoides*, *Anthyllis terniflora* y *Sideritis leucantha* subsp. *leucantha*), tomillares (*Thymus vulgaris*, *Thymus moroderii*, *Teucrium capitatum* subsp. *capitatum*, *Phlomis lychnitis*) pero, fundamentalmente, especies psammófilas vinculadas a la existencia de unos pequeños arenales en la zona norte del pantano, únicos en el municipio de Elda y descubiertos en 2015, con la presencia de *Teucrium dunense*, *Ononis ramossissima* o *Helianthemum guerrae*, esta última incluida en la Lista Roja de Flora Vasculares por estar en peligro de extinción, así como en Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas (Fotografía 3). Se trata de una especie conocida vulgarmente como jarilla de arenal que solo crece en los escasos arenales continentales, por lo que se trata de hábitats de un valor botánico muy alto (Serra, 2014).

Otros hábitats y flora de interés dentro de esta segunda unidad vegetal son: 8210 - Pendientes rocosas calcícolas con vegetación casmofítica, *Antirrhinum controversum*, *Chaenorhinum crassifolium* subsp. *crassifolium*, *Sedum dasyphyllum* subsp. *glanduliferum*, *Hypericum ericoides* y *Teucrium thymifolium*; 6110 - Prados calcáreos kársticos o basófilos del *Alyssosedion albi*, *Sedum sediforme*, *Sedum dasyphyllum* subsp. *glanduliferum*; 6220 - Zonas

subestépicas de gramíneas y anuales de *Thero-Brachypodietea*, *Brachypodium retusum*, *Brachypodium phoenicoides* y *Stipa tenacissima*; 5210 - Matorral arborescente con *Juniperus spp*, la especie que se ha identificado es la sabina mora (*Juniperus phoenicia*), escasa y muy localizada.

Mapa 3. Mapa de hábitats y coberturas del suelo



Fotografía 3. Jarilla de arenal (*Helianthemum guerrae*)
 Fuente: Banco de Datos de la Biodiversidad, Generalitat Valenciana.



Estado legal
Helianthemum guerrae
 Sánchez Gómez, J.S. Carrión & M.A. Carrión
 Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas
 - Anexo II. Protegidas no catalogadas
 Lista roja de Flora Vascular
 - En peligro

3.2. Valores del patrimonio cultural del pantano de Elda: infraestructuras hidráulicas y asentamientos arqueológicos

Las obras hidráulicas de mayor relevancia son las sucesivas presas del embalse de Elda; de hecho, constituyen bienes inmuebles patrimoniales con un singular valor en su contexto local y comarcal (Fotografía 4). Se trata de dos obras de ingeniería civil hidráulica. La primera data de fines del siglo XVII (1684-1698), conservándose los estribos laterales, mientras que la segunda data del año 1890 y permanece en desuso en la actualidad (Amigos del Castillo de Elda, 2015). Además, existe una gran variedad de infraestructuras de aprovechamiento de agua y de asentamientos en la zona, relacionadas en las tablas 1 y 2.

Tabla 1. Infraestructuras hidráulicas

Fuente: Dirección General de Patrimonio Cultural Valenciano de la Conselleria de Educación y Ayuntamiento de Elda

Elementos de aprovechamiento	Descripción	Cronología
Pozo de agua del Canto Domingo	Su finalidad era la extracción de aguas potables para la sociedad «Aguas del Canto», que fue suministradora del municipio eldense durante la primera mitad del siglo XX.	Primer tercio del siglo XX
Casa de El Monastil o de Emérito Maestre	Uso tradicional agrícola por una familia que contó con varios alcaldes y empresarios en ella.	Siglos XIX- XX
Fábrica de la Luz del Monastil	Dedicada a la producción de energía hidroeléctrica.	1899
Fábrica de la Luz de El Chorrillo	Construida tras la destrucción de acequias tras las avenidas de 1899.	1907
Alberca de El Chorrillo	Situada junto a la fábrica anterior, se encuentra en el cauce de una rambla. Se relaciona con un posible antiguo pozo de nieve preexistente.	Siglos XVIII-XIX
Fábrica de Cartón de Emérito Maestre	Fábrica de cartón que se alimentaba del agua tomada en la acequia de la Fábrica de la Luz.	1912
Noria del Chopo y Noria del Pantano	Infraestructuras hidráulicas, cuya función era la de extraer aguas para poder regar las tierras situadas junto a los caseríos.	1940
Calera del Pantano y Calera de La Torreta	Horno de cal excavado parcialmente en la ladera norte de la sierra de la Torreta. Su existencia podría ponerse en relación con la construcción del túnel del ferrocarril.	Mediados del siglo XIX
Molino Viejo y Fábrica de Lonas	En la orilla izquierda del río, y al pie de la ladera norte del yacimiento arqueológico, se ubica un conjunto de inmuebles parcialmente sepultados por el escombros de las obras de la autovía A-31.	Molino del siglo XVII; Fábrica de Lonas de 1903-1920
Molino del Barranquet	Antiguo molino harinero ubicado en la intersección de la Rambla de Les Pedreres con el río Vinalopó, aguas arriba de la entrada al paraje del pantano, en el espacio comprendido entre la vía del tren y el río.	Siglo XVIII
Acequias y canalizaciones del Pantano	Estaba alimentado por un canal excavado en la tierra, que transportaba las aguas procedentes de su propio azud.	Siglo XIX

Tabla 2. Yacimientos arqueológicos y asentamientos

Fuente: Dirección General de Patrimonio Cultural Valenciano de la Conselleria de Educación y Ayuntamiento de Elda.

Elementos de asentamiento	Descripción	Cronología
Terrazas del Pantano	Yacimiento emplazado a pocos metros de la presa en una terraza sobre el río.	Finales del Neolítico
El Canalón	Asentamiento sobre un rellano natural en la cresta rocosa que culmina la cima.	II milenio a.C.
Cueva de la Casa Colorá y Cueva del hacha	Se trata de cuevas de enterramiento múltiple con diversos restos óseos humanos, de fauna, y malacofauna.	Período Calcolítico
El Monastil	Es un hito en la frontera tradicional entre el Alto y el Medio Vinalopó, y en un lugar estratégico para controlar las principales vías de comunicación históricas entre comarcas.	Edad del Bronce
El Chorrillo	Yacimiento constituido por tres áreas: un cerro, dos terrazas, y el margen derecho del río.	Ibérica Siglos VI-IV a.C.

Fotografía 4. Ejemplos de tipos de infraestructuras

Fuente.: Álvaro Amorós, 2019.

Fábrica de la luz del Chorrillo



Fábrica de la luz del Monastil



Estribo de la antigua presa



Presa del Pantano



Noria del Pantano



Calera de la Torreta



4. CONCLUSIONES

Tras el análisis del patrimonio incluido en el área de estudio, se ha demostrado que el Pantano de Elda es un enclave tanto natural como cultural que merece ser puesto en valor, con características específicas y particulares que lo diferencian de otros espacios húmedos. Posee una elevada fitodiversidad, además de variedad de hábitats muy diferenciados y flora de interés

con algunos endemismos. Destaca la formación densa de taray, la olmeda, los hábitats de vegetación rupícola y, fundamentalmente, los pequeños arenales con presencia de jarilla de arenal (*Helianthemum guerrae*), incluida en la Lista Roja de Flora Vasculosa y en el Catálogo Valenciano de Especies Amenazadas.

Asimismo, cuenta con yacimientos arqueológicos de antiguos asentamientos de población de carácter esencial para entender la historia de la comarca, junto con las infraestructuras de aprovechamiento del agua como pozos, antiguas fábricas hidráulicas, norias, molinos y las diferentes construcciones de la presa que, actualmente, se encuentran en desuso.

Tras la investigación de todos estos elementos, es evidente que se trata de un importante espacio natural y cultural que, a pesar de su uso humano, cuenta con una rica biodiversidad. Por ello, es importante eliminar cualquier tipo de amenaza, como las especies exóticas invasoras como *Ailanthus altissima*, crear rutas vinculadas o enlazadas a otros parajes mediante corredores ecológicos, proteger las especies prioritarias a través de figuras pertenecientes a la Red Natura 2000 (Zona de Especial Conservación - ZEC) o la legislación nacional y autonómica (Paraje Natural Municipal y Microrreserva de flora) y realizar acciones de conservación y de restauración de algunas de las obras hidráulicas y de los asentamientos.

Agradecimientos

Esta aportación es parte del Trabajo Fin de Grado en Geografía y Ordenación del Territorio de la Universidad de Alicante: *Análisis geográfico y estudio corológico de la vegetación del Pantano de Elda*, elaborado por el autor principal de la misma y tutorizada por los otros dos autores.

REFERENCIAS

- Amigos del Castillo de Elda (2015). *El patrimonio histórico y cultural de Elda: la senda del pantano de Elda*. Blog Amigos del Castillo de Elda, Ximo G. Rico, miércoles 4 de marzo. <http://patrimoniohistoricoelda.blogspot.com/2015/03/la-senda-del-pantano-de-elda-pe-037.html>
- Arquealia (2014). *Catálogo de bienes y espacios protegidos*. Elda: Excmo. Ayuntamiento de Elda.
- Ayuntamiento de Elda (2018). *Memoria justificativa del Paraje Natural Municipal El Pantano*. Elda: Excmo. Ayuntamiento de Elda.
- BOE (2007). Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. *Boletín Oficial del Estado*, 299, 14 de diciembre de 2007. <https://www.boe.es/buscar/pdf/2007/BOE-A-2007-21490-consolidado.pdf>
- Generalitat Valenciana (2020). *Banco de Datos de Biodiversidad*. Valencia: Generalitat Valenciana, Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica. <http://www.bdb.gva.es/es>
- Mateo Sanz, G.; Crespo, M. (2014). *Manual para la determinación de la flora valenciana*. Alicante: Librería Compás.
- MITECO (2020). *Tipos de hábitats de interés comunitario en España. Fichas*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO), Red Natura 2000. https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/rn_tip_hab_esp_espana_acceso_fichas.aspx
- Rivas Martínez, S. (1983). Pisos bioclimáticos de España. *Lazaroa*, 5: 33-43.
- Serra Laliga, L. (2016). *El patrimonio vegetal de Elda. Entre saladares y estepas del Vinalopó*. Elda: Ayuntamiento de Elda, Concejalía de Medio Ambiente.

PROYECTO PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS HÁBITATS Y DE LAS AVES ACUÁTICAS EN EL LIC Y ZEPA SALINAS Y ARENALES DE SAN PEDRO DEL PINATAR (LIFE-SALINAS)

Gustavo Ballesteros¹, Julio Fernández², Francisco Belmonte¹ y Daniel Ibarra¹

¹ Dpto. Geografía. Universidad de Murcia. gabp1@um.es; franbel@um.es; adaniel.ibarra@um.es

² Salinera Española. jfernandez@salineraespanola.com

RESUMEN

El Proyecto LIFE17/ES/000184 que se desarrolla en las Salinas de San Pedro del Pinatar (Murcia) entre 2018-2019 se basa en el desarrollo sostenible. Tiene un presupuesto de 1.790.845€, cofinanciado por la Unión Europea en un 56%. El coordinador es Salinera Española y los socios son la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, el Ayuntamiento de San Pedro del Pinatar, la Universidad de Murcia, la Asociación de Naturalistas del Sureste y Mae d'agua (Portugal). El objetivo principal fue la conservación de la gaviota de Audouin y de los hábitats prioritarios 1510* Estepas salinas mediterráneas (*Limonietalia*) y 2250* Dunas litorales con *Juniperus spp.* Para ello se ejecutaron una serie de acciones como la adecuación de 1.800 m de nuevas motas salineras; acondicionamiento de un canal de entrada y otro de salida de agua de la charca de Coterillo; frenar la erosión de las dunas de una playa; controlar las especies vegetales exóticas-invasoras como el *Agave americana*, *Carpobrotus acinaciformis* y *Nicotiana glauca*; establecer un acuerdo de custodia del territorio con Salinera Española; poner en valor los servicios ecosistémicos, con el aumento de la producción y calidad de la sal, e implementar un certificado de calidad y protección ambiental para la sal de las Salinas, especialmente de aquellas incluidas en la Red Natura 2000. Estas acciones se evalúan mediante un programa de seguimiento biológico, de la erosión costera y del impacto socioeconómico y de los servicios de los ecosistemas. Además, se desarrolla un potente programa de educación y difusión ambiental.

Palabras clave: biodiversidad, conservación, desarrollo sostenible, producción de sal.

ABSTRACT

The LIFE17/ES/000184 Project that is being developed in the Salinas de San Pedro del Pinatar (Murcia) between 2018-2019 is based on sustainable development. It has a budget of 1,790,845€, 56% co-financed by the European Union. The coordinator is Salinera Española and the partners are the Autonomous Community of the Region of Murcia, the City Council of San Pedro del Pinatar, the University of Murcia, the Association of Southeast Naturalists and Mae d'agua (Portugal). The main objective was the conservation of the Audouin's Gull and the priority habitats 1510* Mediterranean Salt Steppes (*Limonietalia*) and 2250* Coastal Dunes with *Juniperus spp.* For this a series of actions were carried out such as the adaptation of 1.800 m of new salt flats; preparation of an entry and exit water channel of the Coterillo pond; stopping the erosion of dunes on a beach; controlling exotic-invasive plant species such as the American Agave, *Carpobrotus acinaciformis* and *Nicotiana glauca*; Establish an agreement of custody of the territory with Salinera Española; enhance ecosystem services, with increased

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Ballesteros, G.; Fernández, J.; Belmonte, F.; Ibarra, D. (2020). Proyecto para la conservación de los hábitats y de las aves acuáticas en el LIC y ZEPA Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar (LIFE-SALINAS). Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 235-244.

production and quality of salt, and implement a certificate of quality and environmental protection for the salt of the Salinas, especially those included in the Natura 2000 Network. These actions are evaluated through a programme of biological monitoring, coastal erosion and socio-economic impact and ecosystem services. In addition, a powerful environmental education and dissemination programme is being developed.

Keywords: biodiversity, conservation, sustainable development, salt production.

1. INTRODUCCIÓN

El Programa de Medio Ambiente y Acción por el Clima (LIFE) es el instrumento financiero de la Unión Europea dedicado, de forma exclusiva, al medio ambiente. Su objetivo es favorecer el desarrollo sostenible, mediante la puesta en práctica de políticas que aporten soluciones y mejores prácticas para alcanzar los objetivos medioambientales y climáticos, así como promocionar tecnologías innovadoras en este campo.

El proyecto LIFE17 NAT/ES/000184 “Conservación de los hábitats y aves acuáticas en el LIC y ZEPa ES0000175 Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar” (LIFE-SALINAS), se desarrolla entre 2018 y 2022, con presupuesto de 1.790.845€ cofinanciado en un 56% por la Unión Europea. El coordinador Salinera Española y los socios son el Ayuntamiento de San Pedro del Pinatar, la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, la Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE), la Universidad de Murcia y Mae d’Água, consultora portuguesa de medio ambiente.

El Proyecto se basa en el desarrollo sostenible, ya que mejora la conservación de especies de fauna y hábitats prioritarios en la Unión Europea, y pone en valor los servicios ecosistémicos con el aumento de la producción y mejora de la calidad de la sal, contribuyendo a la aplicación, desarrollo e implementación de la política y legislación europea en materia de naturaleza y biodiversidad.

Con respecto a la Directiva Aves, las acciones de conservación aumentan el hábitat de reproducción y alimentación de la gaviota de Audouin, especie prioritaria en la UE que tiene en las Salinas de San Pedro el 2-3% de la población europea y mundial; favorece a 6 especies del Anexo I de la Directivas Aves que tienen en este espacio poblaciones relevantes en la UE y/o en España: la pagaza piconegra (*Gelochelidon nilotica*) con el 1-2% de la población europea y el 3-4% de la población española, el charrancito común (*Sternula albifrons*) con el 0,5% de la población europea y el 5-6% de la población española, el charrán común (*Sterna hirundo*) con el 11-12% de la población de la población española y la avoceta común (*Recurvirostra avosetta*) y el chorlito patinegro (*Charadrius alexandrinus*) con el 1-2% de la población española.

Respecto a la Directiva Hábitats, mejora la conservación de 14 hábitats incluidos en el Anexo I de la Directiva Hábitats, de los que 2 son prioritarios (*): 1210, 1310, 1410, 1420, 1510*, 2110, 2210, 2230, 2250*, 2260, 92D0; la recuperación de una población de fartet (*Aphanius iberus*) y el área de alimentación de 5 especies de murciélagos del Anexo II de la Directiva Hábitats: murciélago de cueva, murciélago ratonero patudo, murciélago ratonero grande, murciélago mediterráneo de herradura y murciélago grande de herradura.

Se reduce el riesgo de que el Mar Mediterráneo pueda llegar a inundar durante temporales los estanques salineros más cercanos a la playa de la Llana, mientras que la actuación sobre especies exóticas invasoras, erradicará del ecosistema dunar al *Agave americana*, *Carpobrotus*

acinaciformis, *Nicotiana glauca* y *Myoporum acuminatum*, que compiten con las autóctonas por el hábitat.

El principal objetivo del Proyecto LIFE-Salinas es mejorar el estado de conservación de la gaviota de Audouin (*Ichthyaetus audouinii*) y de los hábitats prioritarios 1510*: Estepas salinas mediterráneas (*Limnietalia*) y 2250*: Dunas litorales con *Juniperus spp.* Además de favorecer otros hábitats y especies incluidos en la Directiva Hábitats (92/43/CEE).

Los objetivos específicos son:

1. Remodelar el circuito salinero situado al norte de las Salinas y la adecuación de 1.800 m de nuevas motas salineras, con el fin de incrementar el hábitat de nidificación de la gaviota de Audouin y de otras 7 especies nidificantes del Anexo I de la Directiva Aves: avoceta común, cigüeñuela común, chorlito patinegro, charrán común, charrancito común, charrán patinegro y pagaza piconegra.
2. Mejorar la circulación hídrica de la charca de Coterillo mediante el acondicionamiento del canal de entrada de agua y creación de un nuevo canal de salida de agua, para rehabilitar el hábitat para la congregación y alimentación de la gaviota de Audouin, además de recuperar la población de fartet y favorece a 5 especies de murciélagos del anexo II de la Directiva Hábitat. También es importante para la invernada, migración y nidificación de 32 especies de aves del Anexo I de la Directiva Aves.
3. Frenar la erosión del sistema dunar de la playa de la Llana mediante la instalación de captadores de arena en los primeros 500 m de las dunas situadas a la entrada de la playa de la Llana, lo permitió mejorar la conservación del hábitat prioritario 1510* y se benefició a otros 10 hábitats del Anexo I de la Directiva Hábitat.
4. Controlar las especies vegetales exóticas-invasoras de todo el espacio protegido, que afectan a los hábitats prioritarios 1510* y 2250*: *Agave americana*, *Carpobrotus acinaciformis*, *Eucaliptus camaldulensis*, *Nicotiana glauca* y *Myoporum acuminatum*, favoreciendo indirectamente a otros 12 hábitats del Anexo I de la Directiva Hábitat.
5. Establecer un acuerdo de custodia del territorio a largo plazo con Salinera Española, para el desarrollo de acciones de conservación de 2 hábitats prioritarios (1510* y 2250*), la gaviota de Audouin y otras especies y hábitats de la legislación europea.
6. Poner en valor los servicios ecosistémicos, aumentando la producción y calidad de la producción de sal.
7. Diseñar e implementar un certificado de calidad y protección ambiental para la sal de las Salinas, especialmente de aquellas incluidas en la Red Natura 2000.

Finalmente, si ser un objetivo directo del Proyecto, las actuaciones hacen frente a los desafíos del cambio climático (subida del nivel del mar e incremento de frecuencia de temporales) y evitan que el Mediterráneo invada los estanques salineros contiguos a la colonia de gaviota de Audouin y de otras especies.

2. ÁREA DE ESTUDIO Y ACCIONES

El Proyecto LIFE-Salinas se desarrolla en las Salinas de San Pedro del Pinatar, complejo de humedales de 558 ha ocupados por estanques destinados a la explotación salinera y sistemas ecológicos adyacentes de gran interés ambiental, en la que se distinguen 3 sectores según su posición en el circuito salinero (Figura 1):

- a) Charcas almacenadoras: salinidad 35-60g/l, similares a la del mar o un poco superior. En ellas se concentra la mayor parte de la biodiversidad.

- b) Charcas calentadoras o concentradoras: salinidad 60-180g/l, en las que se reducen las formas de vida y abundancia, aunque puede albergar una diversidad relativamente variada que se reduce drásticamente a partir de los 90g/l.

En el fondo de estos estanques precipita la mayor parte del CaSO_4 , MgSO_4 , MgCl_2 , por lo que de forma periódica se debe recuperar la profundidad retirando los sedimentos, que son utilizados como sustrato para rehacer diques que separan los estanques salineros, que por su composición química dificulta el desarrollo de vegetación, hábitat preferente de reproducción de aves acuáticas.

- c) Charcas cristalizadoras: salinidad superior a 180g/l, donde sólo viven algunas bacterias extremófilas.

Figura 1. Salinas de San Pedro del Pinatar. Tipos de charcos salineros



Se han diseñado cuatro tipos de acciones:

A. Acciones preparatorias:

A1 Redacción de los documentos técnicos para las acciones de conservación.

A2 Acuerdo voluntario de Custodia del Territorio.

C. Acciones de Conservación:

C1 Infraestructura verde: adecuación de diques con material autóctono del sustrato salinero.

C2 Infraestructura verde: conexión de la charca de Coterillo con el circuito salinero.

C3 Estabilización y refuerzo del ecosistema dunar de la playa de la Llana.

- C4 Revegetación con especies autóctonas en las dunas de la playa de Coterillo.
- C5 Potenciación de los servicios ambientales de los hábitats s a través del control de Especies Exóticas Invasoras.
- D. Seguimiento de los resultados de las acciones del Proyecto.
 - D1 Programa de seguimiento biológico.
 - D2 Monitorización de las actuaciones de estabilización y refuerzo del ecosistema dunar de la playa de la Llana para el control de la erosión.
 - D3 Seguimiento de las actuaciones de revegetación de hábitats especies autóctonas.
 - D4 Seguimiento de las actuaciones de potenciación de los servicios ambientales de hábitats prioritarios a través del control de especies exóticas invasoras.
 - D5 Evaluación del impacto socio-económico y de los servicios de los ecosistemas y grupo de acciones E, relacionadas con la sensibilización pública y difusión de los resultados.
- E. Difusión y publicación de los resultados
 - E1 Difusión del proyecto y educación ambiental.
 - E2 Replicabilidad, transferibilidad y cooperación.
 - E3 Diseño e implementación de un certificado de calidad y protección ambiental para la sal de las Salinas de la Red Natura 2000 y E4 Redes con otros proyectos.

3. RESULTADOS

A través de la acción A1 se redactaron los documentos técnicos que describieron en detalle los trabajos de las acciones de conservación, con los que se solicitaron las autorizaciones a las administraciones: Demarcación de Costas en Murcia del Ministerio para la Transición Ecológica, Ayuntamiento de San Pedro del Pinatar, Dirección General de Medio Natural y Dirección General de Movilidad y Litoral, estas dos últimas de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

La acción A2 consistió en la firma de un acuerdo de Custodia del Territorio entre Salinera Española y la Asociación de Naturalistas del Sureste que estará vigente, al menos, hasta 2028, con el fin de desarrollar y mantener a largo plazo las acciones de conservación realizadas en el marco del Proyecto LIFE-Salinas.

Con respecto a las acciones de conservación directa sobre el territorio, la acción C1 “*Infraestructura verde: adecuación de diques con material autóctono del sustrato salinero*”, tiene previsto adecuar 1.800 m de nuevos diques salineros y refuerzo del cierre de los accesos desde la carretera a dichos diques (Figura 2).

Además de incrementar en un 17% el hábitat óptimo de reproducción de aves acuáticas, se espera un aumento en la calidad y producción de sal en un 2% (actualmente se generan unas 80.000-100.000 t), gracias a la menor dependencia de factores climáticos por el mayor recorrido del agua marina por las salinas.

Los nuevos diques de separación de estanques salineros permitirán, por un lado, una mayor capacidad de evacuar el agua dulce cuando se producen lluvias intensas, lo que evitará que se mezcle con el agua de las Salinas y por tanto un reducción de salinidad que afecte a la producción, y por otro lado, con el mayor recorrido del agua marina por los diferentes estanques salineros, se produce una mayor decantación de sales y, por tanto, mayor pureza del cloruro sódico en los estanques cristalizadores donde se extrae la sal.

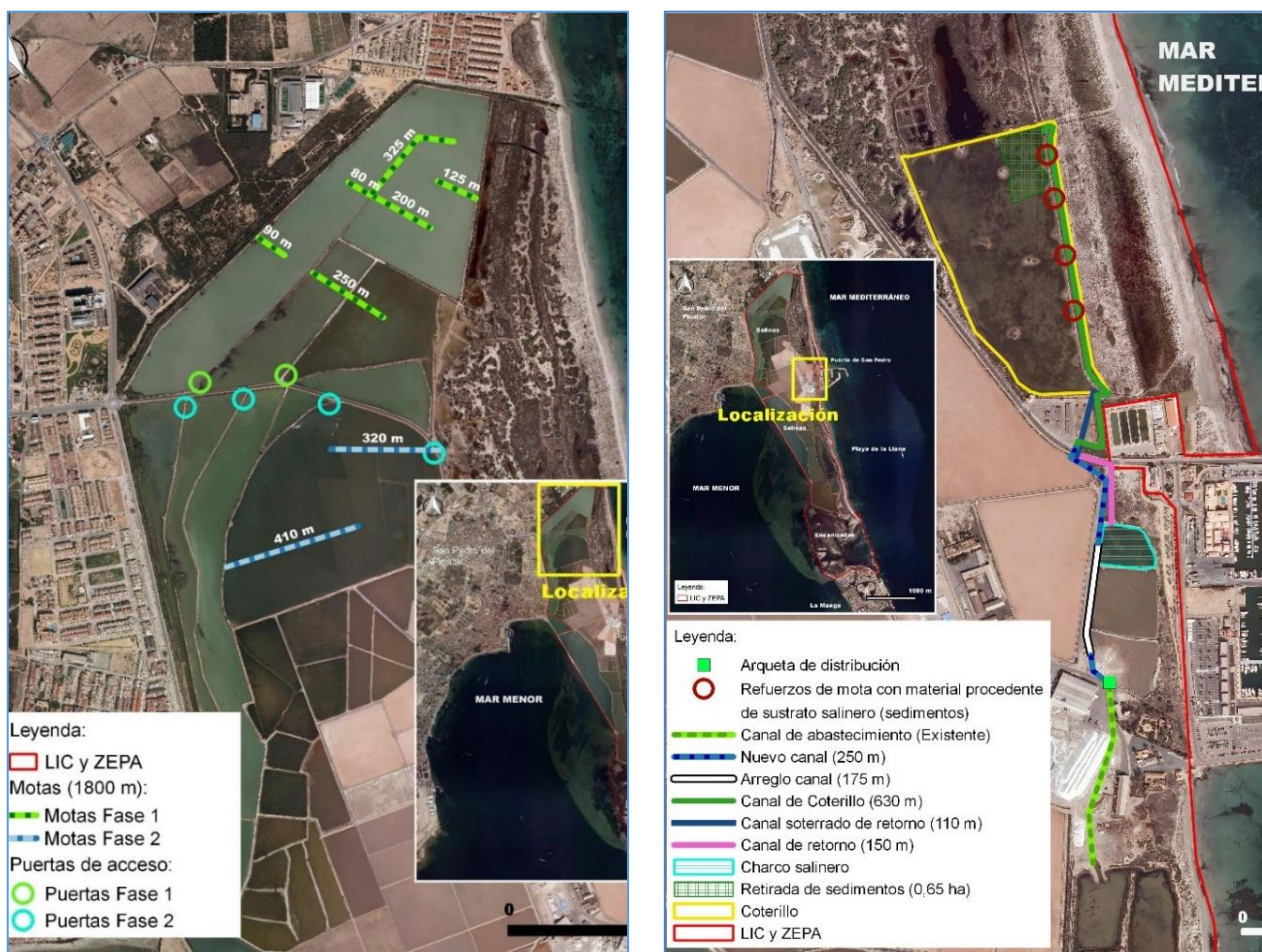
En el proceso de construcción está previsto que la base del dique se realice con rocas de cantera de mediano y gran tamaño, que darán consistencia frente a los temporales. Se transportarán en camiones, se acopiarán para ser manejadas por una retroexcavadora y pala

giratoria. Con las piedras se creará una base de mota de 5 m de ancho y 1,20 m de altura. La máquina se desplazará sobre la mota para distribuir las piedras y compactar a la vez. Para el relleno y coronación de la mota, sobre las piedras se extenderá el sustrato de los charcos “calentadores”, que como se ha dicho anteriormente, su composición química dificulta el desarrollo de vegetación, por lo que son un hábitat adecuado para la reproducción de aves acuáticas.

La acción C2 pretende “mejorar la conexión de la charca de Coterillo con el circuito salinero” (Figura 3), que con una superficie de 8,3 ha y una profundidad de 20-30 cm, se adecuará una entrada y salida de agua por canales diferentes, facilitando la circulación y renovación hídrica, regulada por un sistema de compuertas de apertura y/o cierre, que permitirá mantener los valores de salinidad en unos 40-90 g/l.

Para favorecer la circulación hídrica se retirarán los sedimentos, hasta alcanzar una profundidad de unos 50 cm, que se utilizarán para reforzar los tramos deteriorados de la mota que atraviesa la charca de Coterillo. Con esta actuación se espera la recolonización de vegetación acuática (*Ruppia marítima*) y un aumento de la diversidad y abundancia de macroinvertebrados, mejora de la población de 32 especies del Anexo I de la Directiva Aves, y la recolonización de la población de fartet procedentes de los charcos salineros.

Figura 2. Acción C1. Adecuación de diques salineros y refuerzo de accesos (izquierda) y C2 Conexión de la charca de Coterillo con el circuito salinero (derecha)



La acción C3: Estabilización y refuerzo del ecosistema dunar de la playa de la Llana, tiene previsto “reducir los procesos erosivos del cordón dunar de la playa de la Llana” en los primeros 500 m de longitud situados a la entrada de la playa, que tiene una superficie de algo más de 2 ha (Figura 3), lo que contribuye a la transición hacia una economía eficiente en el uso de los recursos, así como a frenar e invertir la pérdida de biodiversidad y la degradación que actualmente sufre el ecosistema dunar. Además, se espera que disminuya el riesgo que representa que el Mar Mediterráneo llegue a invadir en días de temporal los estanques salineros próximos, situados junto a las colonias de aves acuáticas y que podrían afectar a la conservación de numerosos hábitats de interés comunitario, entre los que se encuentra el hábitat de conservación prioritaria 1510*.

Figura 3. Estabilización y refuerzo de las dunas de la playa de la Llana (izquierda) y superficie afectada por la presencia de especies exóticas invasoras (derecha)



La actuación se plantea como una restauración preferente del hábitat 1510* Estepas salinas y la implantación del hábitat 2250* Dunas litorales con *Juniperus spp.* De forma complementaria, se espera que favorezca la conservación directa sobre las dunas, e indirecta sobre los hábitats que las dunas protegen: 1210, 1410, 1430, 2110, 2120, 2210, 2230, 2260, 92D0.

Para frenar los procesos erosivos de las dunas de la playa de la Llana, que separa el Mar Mediterráneo de las Salinas de San Pedro del Pinatar, se va a instalar una red de empalizadas captadoras de arena con una longitud total aproximada de 3.000 m, a lo largo de los primeros 470 m de playa.

Los captadores, fabricados con caña (*Arundo donax*), retiene la arena transportada por el viento, por lo que utilizan los procesos naturales para conseguir la fijación y el equilibrio del sedimento arenoso.

Los captadores de arena consisten en una batería de empalizadas dispuestos en una orientación perpendicular a la dirección del viento dominante, de tal forma que impide que el viento se lleve la arena de la duna, unido a la supresión de la red de sendas existentes y el cierre del acceso a las personas, reducirá considerablemente el impacto sobre la duna y sus hábitats.

La acción C4 “*Revegetación con especies autóctonas en las dunas de la playa de Coterillo*”, es complementaria a la acción anterior y contribuye también a estabilizar los procesos erosivos de las dunas de la playa y a la conservación de la estepa salina 1510*. Para reducir la erosión, además de instalar captadores de arena y proceder al cierre de accesos previstos en la acción C3, se incrementa la cobertura vegetal con la revegetación de 16.000 plantones, de los que el 80% será del hábitat objetivo 1510* y 2250 * (12.800 plantones) y el 20% restante de hábitats dunares (3.200 plantones).

La acción C5 “*Potenciación de los servicios ambientales de los hábitats prioritarios a través del control de Especies Exóticas Invasoras*”, pretende recuperar el funcionamiento natural del ecosistema dunar y de la estepa salina en 115,5 ha. La mayor parte de las especies exóticas invasoras se distribuyen a lo largo de las dunas de las playas de Torre Derribada y de la Llana, si bien se tiene previsto actuar sobre todas la Salinas y dunas en la que se localicen especies exóticas invasoras, garantizando la coherencia global de la actuación sobre el espacio protegido.

Se han identificado las siguientes especies exóticas invasoras: *Agave americana* (22.400 pies y 86.000 brotes), *Carpobrotus acinaciformis* (1,5 ha), *Eucaliptus camaldulensis* (125 pies), *Nicotiana glauca* (95 pies) y *Myoporum acuminatum* (26 pies). En 2015 se cartografió para este trabajo la distribución en general de las especies exóticas invasoras en las Salinas y dunas (Figura 3).

Está previsto desarrollar un conjunto de acciones de seguimiento coordinado desde el Departamento de Geografía de la Universidad de Murcia y ANSE: un programa de seguimiento biológico analizará la evolución de las poblaciones de aves acuáticas, del fartet y de los invertebrados acuáticos.

La monitorización de las actuaciones de estabilización y refuerzo del ecosistema dunar de la playa de la Llana, se realizará mediante un control de la erosión utilizando estudios fotogramétricos y evolución del volumen del cordón dunar mediante levantamientos topográficos.

Se realiza un seguimiento de las actuaciones de revegetación de hábitats de interés comunitario con especies autóctonas, mediante la evaluación de la cobertura vegetal antes y después de las actuaciones, evaluando parámetros como la tasa de arraigo, supervivencia tras el primer verano, crecimiento en altura y expansión lateral.

Se evaluarán las actuaciones de potenciación de los servicios ambientales de hábitats prioritarios, a través del control de especies exóticas invasoras, analizando la eficacia de las medidas adoptadas de recuperación de los hábitats prioritarios y detectando posibles re-invasiones de nuevas especies exóticas invasoras. Como indicador se seleccionarán un mínimo de 10 parcelas que resulten estadísticamente representativas de las especies exóticas invasoras detectadas, del grado de infestación y de la técnica de erradicación realizada.



La evaluación del impacto socio-económico y de los servicios de los ecosistemas, estudiará la producción de sal antes y después de las actuaciones, la evolución del turismo de sol y playa mediante conteos de afluencia de visitantes y el grado de satisfacción de los visitantes mediante encuestas.

Se han diseñado un grupo de acciones de sensibilización pública y diseminación de los resultados, mediante la realización de actividades e itinerarios para escolares, población local, trabajadores del puerto, salinera, turistas, etc., así como la edición de material divulgativo. Se ha diseñado una estrategia de replicabilidad, transferibilidad y cooperación nacional como internacional, con la organización de jornadas, edición de boletines y foros web de difusión internacional sobre la biodiversidad de las salinas costeras, la erosión costera y subida del nivel del mar por el cambio climático; la participación en congresos, jornadas, foros, etc. tanto de carácter nacional como internacional; la redacción y difusión de un manual sobre custodia del territorio en explotaciones salineras, otro sobre gestión y conservación de salinas costeras y su entorno, y finalmente, la redacción de artículos de carácter divulgativo y científico sobre el Proyecto.

También está previsto el diseño e implementación de un certificado de calidad y protección ambiental para la sal de las Salinas de la Red Natura 2000, para aplicar métodos, procedimientos y criterios que debe tener un certificado, que avale que las operaciones para obtener la sal, especialmente las situadas en la Red Natura 2000 de la UE, son compatibles con la conservación del territorio y la biodiversidad.

Finalmente, se pretende establecer redes con otros proyectos de conservación de salinas y humedales tanto en España como en otros países de la UE.

El Proyecto LIFE-Salinas tendrá una repercusión socioeconómica en la población local a corto plazo, las acciones concretas de conservación permitirán la contratación de trabajadores de los municipios cercanos. Las acciones de comunicación, difusión y sensibilización social precisarán también de la contratación de población local, que incluirán acciones de información para el público en general y permitirán la puesta en valor del espacio protegido, sus hábitats y aves acuáticas, así como una adecuada concienciación social. Además, ANSE suele incorporar en sus trabajos la participación de penados a Trabajos en Beneficio de la Comunidad, por lo que el proyecto adquiere una dimensión social de rehabilitación y reinserción.

Los efectos de los servicios socioeconómicos a largo plazo se reflejan en un previsible aumento de la calidad y del 2% en la producción de sal, y por un mayor atractivo y probable aumento de turistas en la playa de la Llana. Finalmente, la divulgación del proyecto y de la Red Natura 2000 se realizará a través de una importante campaña de educación, difusión y programa de voluntariado ambiental, que pretende llegar más allá de los centros escolares y población local. Se presentará atención a los turistas, trabajadores del puerto, vecinos y a las necesidades de formación de gestores, equipo de información de espacios naturales, otros técnicos y agentes de la autoridad (Guardia Civil, Agentes Medioambientales y Policía Local), de las administraciones responsables de la gestión del territorio, abiertas a otras comunidades autónomas. De esta forma, se pretende demostrar que existen modelos de desarrollo sostenible, como el LIFE-Salinas, donde es compatible conservar elementos esenciales de la biodiversidad europea, actuar frente a la erosión litoral y generar un recurso económico a través de la extracción de sal y el turismo de sol y playa y de naturaleza.

Agradecimientos

La redacción de este documento ha sido posible gracias a la cofinanciación de la Unión Europea a través del proyecto LIFE17/ES/000184, Conservación de los hábitats y aves acuáticas en el LIC y ZEPa ES0000175 “Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar” (LIFE-SALINAS).

REFERENCIAS

- Alcaraz, F.; Barreña, J.A.; Barreña, J.A.; Clemente, M.; González, J.A.; López, J.; Rivera, D.; Ríos, S. (2008). *Manual de Interpretación de los Hábitats Naturales y Seminaturales de la Región de Murcia*. Murcia: Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio.
- Ballesteros, G.; Casado, J. (2007). *Guía de las aves acuáticas del Mar Menor*. Murcia: Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente.
- Ballesteros, G.A. (2014). *El Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar. Actividades humanas y conservación*. Murcia: Universidad de Murcia.
- Bermejo E.; Mellado, F. (2009). *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.
- Comisión Europea (2011). *Estrategia de la UE sobre la Biodiversidad hasta 2020*. Oficina de Publicaciones de la Unión Europea. [doi:10.2779/40184](https://doi.org/10.2779/40184)
- Ley Vega de Seoane, C.; Gallego Fernández, J.B.; Vidal Pascual, C. (2007). *Manual de restauración de dunas costeras*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Costas. https://www.miteco.gob.es/es/costas/publicaciones/manual_restauracion_dunas.aspx
- MAPAMA (2013). *Catálogo español de especies exóticas invasoras (R.D. 630/2013)*. Madrid: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.
- Ibarra, D. (2016). *Análisis y evolución de las playas de la Región de Murcia (1956-2013)*. Murcia: Universidad de Murcia: Tesis Doctoral.
- Martínez-Val, J.M. (Coord.) (2008). *El futuro del carbón en la política energética española*. Fundación para Estudios sobre la Energía.
- Martínez, J.; Álvarez, J.; Conesa, E.; Jordán, E.; Muuera y Vicente, M.J. (2005). *Plan de recuperación de Juniperus turbinata en la Región de Murcia*. Murcia: Dirección General del Medio Natural.
- Millán, A.; Velasco, J. (2004). *Evaluación del estado ecológico de la charca de Coterillo*. Murcia: Universidad de Murcia; Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- MITECO (2019). *Programa LIFE*. Madrid: Ministerio para la Transición Ecológica. <https://www.miteco.gob.es/es/ministerio/servicios/ayudas-subvenciones/programa-life/>
- Oliva-Paterna, F.J.; Andreu, A.; Miñano, P.A.; García-Rodríguez, J.; Torralva, M. (2002). Unidades de conservación del fartet, *Aphanius iberus*, en la Región de Murcia: Amenazas y aplicación regional de categorías UICN. *Dugastella*, 3: 29-35.
- Sánchez, B. (2006). *Planificación de actuaciones para la eliminación de especies alóctonas invasoras en el Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar*. Universidad de Castilla La Mancha: Proyecto Fin de Carrera.

LA BIODIVERSIDAD DE LAS SABANAS DEL PARQUE NACIONAL DE ARLY (BURKINA FASO) Y SU MANEJO CON FUEGO

Rafael Cámara Artigas¹ y Namoano Yembodao Georges²

¹ Universidad de Sevilla. rcamara@us.es

² Parque Nacional de Arly. Burkina Faso. namoano.yg@gmail.com

RESUMEN

El Parque Nacional de Arly se sitúa al Sureste de Burkina Faso, frontera con Benin. Las formaciones vegetales dominantes son sabanas boscosas, arboladas y arbustivas, que anualmente son quemadas para favorecer el crecimiento de las herbáceas como forma de gestión de la fauna de grandes mamíferos del Parque. De esta manera los elementos herbáceos y arbustivos son destruidos anualmente de forma sistemática y ordenada, y quedan como permanentes los elementos arbóreos constituyentes de esas sabanas. El objetivo de este trabajo es valorar la riqueza, diversidad alfa y beta de los fanerófitos constituyentes de estas sabanas, a través de índices paramétricos y no paramétricos. En cuanto al fuego se utilizan imágenes de satélite secuenciadas para observar su progresión, así como la recuperación de la biomasa herbácea. Metodológicamente se han identificado las unidades de sabana mediante trabajo de campo y análisis de imágenes de satélite. La biodiversidad permanente de estas sabanas está relacionada con los fanerófitos, ya que herbáceas y arbustos son quemados sistemáticamente todos los años de forma planificada por la gestión del Parque Nacional.

Palabras clave: sabanas, diversidad alfa, diversidad beta, riqueza, manejo humano con fuego.

ABSTRACT

Arly National Park is located southeast of Burkina Faso, border with Benin. The dominant plant formations are wooded, wooded and shrub savannas, which are annually burned to favor the growth of herbaceous plants as a way of managing the fauna of large mammals in the Park. In this way, the herbaceous and shrubby elements are destroyed annually in a systematic and orderly manner, and the constituent tree elements of these savannas remain permanent. The objective of this work is to assess the richness, alpha and beta diversity of the phanerophytes constituting these savannas, through parametric and non-parametric indices. As for fire, sequenced satellite images are used to observe its progression, as well as the recovery of herbaceous biomass. Methodologically, the savanna units have been identified through field work and satellite image analysis. The abundance according to savanna type ranges between 162 and 348 individuals per hectare. The permanent biodiversity of these savannas is related to the phanerophytes, since herbaceous and shrubs are systematically burned every year in a planned way by the management of the National Park.

Keywords: savanna, alpha diversity, beta diversity, richness, human handling with fire.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Cámara Artigas, R.; Yembodao Georges, N. (2020). La biodiversidad de las sabanas del Parque Nacional de Arly (Burkina Faso) y su manejo con fuego. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 245-254.

1. EL PARQUE NACIONAL DE ARLY

El Parque Nacional de Arly se encuentra ubicado al sureste de Burkina Faso y hace frontera con Benín (Figura 1). Arly es una importante reserva de fauna de mamíferos (herbívoros y felinos) como de avifauna. Las formaciones vegetales y la fauna se encuentran sometidas a los ritmos de inundación estacional a causa de las lluvias monzónicas del sur en verano, y a la sequía marcada por el viento seco sahariano (harmatán) del norte en invierno. Como resultado de esto nos encontramos con un régimen bioclimático xerófilo semiárido a seco-subhúmedo (Cámara, 2004), que se corresponde con formaciones arbustivas caducifolias tropicales (*la brousse*) y sabanas arboladas y arbustivas, presentando paralización vegetativa por causas hídricas de los meses de diciembre a abril.

Arly fue declarado como Parque Nacional en el año 2015, con una superficie de 7.053,47 km², y forma parte del complejo ecológico regional transnacional W-Arly-Pendjari de 15.278 km² (entre los países Benín, Burkina Faso y Níger). En julio de 2017 fue admitido en la lista de Patrimonio de la Humanidad, junto al Parque Pendjari de Benin. La reserva de Arly fue reconocida en 2009 como sitio Ramsar con 1.342 km² por la importancia de sus humedales. Está dividido en dos tipos de Zonas: Reserva de Fauna Total (Arly y Singou) con 3.297,21 km² y Reserva Parcial de Fauna (Pama y Arly) con 3.756,26 km², que hacen un total del área protegida de 7.053,47 km² (Figura 2). Anexas al parque se encuentran cuatro Zonas de Caza y Zonas Aldeas de Interés de Caza (ZOVIC), que ocupan una superficie de 1.259,7 km², y que constituyen la zona de amortiguamiento del Parque Nacional: Kroakana, Pagou, Tandougou, y Ouamou (Figura 2) (Cámara y Yemboado, 2018).

Figura 1. Mapa de localización del Parque Nacional de Arly

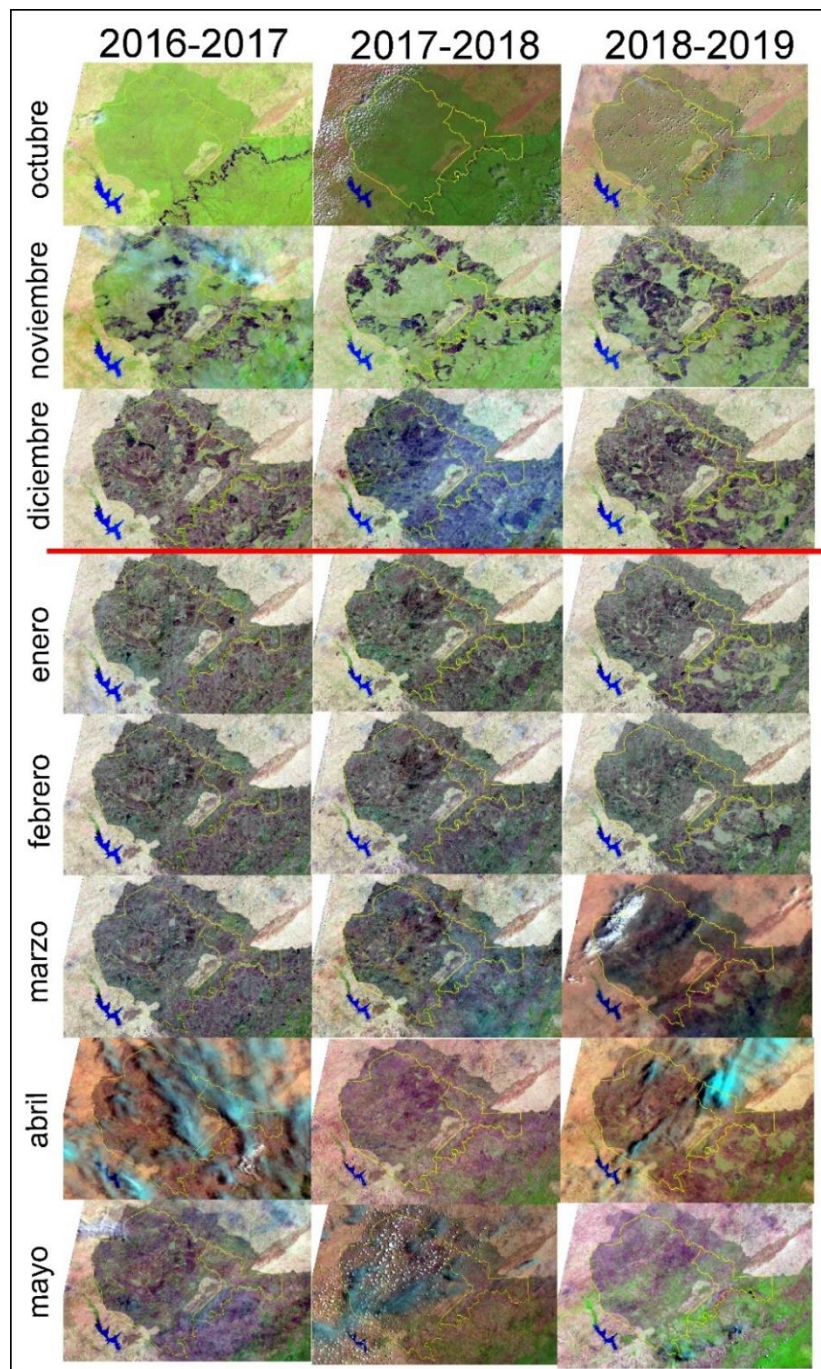
Fuente: elaboración propia.



El Parque Nacional de Arly es sometido a fuego controlado anualmente. Esta práctica se inicia en el tránsito del mes de octubre-noviembre cuando las herbáceas no están muy secas, y sus efectos perduran hasta la llegada de las lluvias en abril-mayo. Las quemadas se realizan al amanecer o al atardecer, y se establecen parcelas de quemado delimitadas por pistas o ríos. Se intenta hacerlas en días con viento suave para que el fuego sea rápido, pero no con viento muy fuerte que puede descontrolar la acción de quema. Se inicia el proceso al norte y se termina en el río Pendjari al sur hacia febrero o marzo (Figura 2). El objetivo de esta quema controlada de la sabana es proporcionar a la fauna herbívora pasto nuevo y nutritivo.

Figura 2. Proceso de quema de las sabanas del Parque Nacional Arly registrado por imágenes Landsat entre los años 2016-2017 a 2018-2019

Fuente: imágenes Landsat 7 ETM+



2. MATERIALES Y MÉTODO

El objetivo de esta aportación es determinar la diversidad sabanas del parque Nacional de Arly. Para ello se ha procedido a: a) identificar las unidades de vegetación (unidades biogeomorfológicas) (Cámara y Yemboado, 2018) a partir de datos de inventario de vegetación en campo; b) la aplicación de técnicas de teledetección utilizando imágenes Landsat 7 ETM+

(22 de mayo de 2009) para determinar la superficie de cada una de las formaciones vegetales identificadas. Para la clasificación se utilizó el método *maxlike*, y se aplicó posteriormente un filtro mediano a la imagen para corregir el efecto “sal y pimienta”.

Para la delimitación y configuración de las parcelas se aplicó la metodología de REDD+ según FAO (Hewson, 2014): en el círculo interior (A) de 6 m de radio se miden las especies con DAP (Diámetro a la Altura del Pecho) inferior a 5 cm, el siguiente (B) círculo anidado de 12 m con DAP entre 5 y 15 cm, y el círculo mayor (C) de 18 m todos los individuos con DAP > 15.

Se realizaron 60 parcelas circulares de 1.000 m² de superficie (10 de cada tipo de formación vegetal de sabana identificada) contabilizando una superficie total de 6 hectáreas, en las siguientes formaciones vegetales de sabana: sabanas boscosas y arboladas en mesetas sobre costa de hierro, sabanas boscosas y arboladas en vertientes, y sabanas boscosas y arboladas en llanura aluvial.

Para el análisis de la biodiversidad se utilizan índices paramétricos y no paramétricos. Dichos análisis se hacen sobre cada una de las parcelas y rango de DAP, con lo que se puede analizar la evolución de la diversidad para cada una de las formaciones en cada círculo desde la etapa inicial (remontada biológica tras los incendios anuales con DAP < 5), especies en crecimiento que resisten el fuego (DAP entre 5 y 15 cm), y sabanas maduras (DAP > 15 cm). Este análisis se ha realizado con el software R (paquetes *Vegan* y *Biodiversity*).

Para el análisis de índices paramétricos de diversidad hemos seleccionado para los círculos A, B y C para constatar, al igual que antes, la evolución de la diversidad de las diferentes etapas de madurez de cada una de las formaciones vegetales a partir de índices paramétricos (curvas) de diversidad. Los índices considerados son:

- la curva de rango especies-abundancia (Figura 3) es un gráfico que muestra las especies desde la más abundante a la menos a lo largo del eje horizontal; sus abundancias son mostradas en el eje vertical, en escala log₁₀. Se trata de una de las técnicas más informativas para mostrar la abundancia de especies. La forma de esta curva es frecuentemente usada para inferir el modelo de abundancia de especies que mejor describe los datos. Curvas muy pronunciadas suponen arreglos con alta dominancia (poca equidad), lo cual podría más bien ser geométrico o logarítmico, mientras que las curvas con pendientes tendidas implican una equidad mayor, y responden mejor a un modelo lognormal o broken stick (Magurran, 2004).
- la curva K-dominancia (Figura 4) pone en relación la abundancia acumulativa relativa en el eje y, contra el rango de especies en escala logarítmica en el eje x. Curvas más altas son más pobres y viceversa. También indica el nivel de perturbación (curvas más altas). Es una poderosa herramienta para la medición de las tendencias de abundancia en las comunidades a través del tiempo y poner en evidencia su perturbación.
- modelos de distribución rango-abundancia (Figura 5). Con la función *radfit*, aplicada al conjunto de datos de abundancia, se consigue calcular los parámetros de los modelos de distribución rango-abundancia para cada transecto que el paquete *vegan* es capaz de calcular (Magurran, 2004; Okansen, 2013):
 - a) *Null*, también conocido como *broken stick* o *vara quebrada*. Cada especie contribuye al total de individuos con una fracción que puede ser representada como fragmentos de una vara rota al azar. Aunque el nicho sea multidimensional, solo una de las dimensiones o recursos actúa como limitante. Los límites del nicho de cada especie se determinan aleatoriamente. No hay superposición entre los nichos de las distintas especies. La vara representa el recurso limitante a repartir, que se rompe en S-1 puntos elegidos al azar,

- quedando dividida en trozos contiguos, sin superposición, cuya longitud será proporcional a la abundancia de cada especie
- b) *Lognormal*, que tiene como función de densidad la cantidad de especies multiplicada por una función exponencial en el denominador (número e elevado al negativo del valor de la clase). Por lo tanto, la abundancia esperada para la clase r será pequeña en la medida que éste aumenta, y será máxima en la clase modal; se basa en la idea de que el número de individuos por especie sigue una distribución normal, con muchas especies en valores intermedios y pocas muy poco o muy abundantes. Se trunca a la izquierda porque no hay especies con menos de un individuo.
 - c) *Zipf*, una función exponencial elevada a un valor negativo, al igual que la Mandelbrot (o Zipf-Mandelbrot), una variante de la anterior. Ya no hay una distribución normal, pero tampoco hay un desequilibrio entre pocas especies dominantes y unas pocas raras.
 - d) *Preemption*, de tipo exponencial, en el que el rango r es el exponente, con un parámetro α que se resta a 1, por lo que la potencia se hace más pequeña en la medida que el rango aumenta. Unas pocas especies son dominantes con las restantes prácticamente raras. Es la menos equitativa. Las especies que colonizan un hábitat utilizan una fracción constante del recurso disponible, k , y como en el modelo de Mac Arthur, la abundancia es proporcional a la fracción del nicho ocupado

3. RESULTADOS

Para el análisis de las formaciones vegetales de sabana presentes en el parque Nacional de Arly se ha realizado una proporción del número de individuos en función de la superficie de los círculos, de tal modo que el número de individuos del círculo B se ha multiplicado por 2 y el A por 9. El resultado queda reflejado en la tabla 1, en la cual se puede observar que el mayor número de individuos lo posee la sabana arbolada-boscosa sobre coraza (SABCz), seguida de la sabana boscosa en vertiente (SBv) y la sabana arbolada de vertiente (SABv). La que menos tiene es la sabana arbustiva sobre roquedo (SabR) y entre medio se encuentran las sabanas aluviales arbolada (SABal) y boscosa (SBal). En cuanto a riqueza las sabanas tienen datos similares que oscilan entre 21 y 35 especies.

3.1. Índices de biodiversidad no paramétricos

La mayor dominancia la alcanza la sabana arbolada sobre vertiente y la sabana arbolada-boscosa sobre coraza, lo que nos indica el predominio de una especie con más individuos sobre el resto, en concreto: en la sabana sobre coraza de hierro la combretácea arbustiva *Pteleopsis suberosa* resistente al fuego por su corteza, con las arbóreas la sapotácea *Vitellaria paradoxa* (karité) y la celastrácea *Gymnosporia senegalensis*; en la sabana sobre vertiente *Combretum nigricans* y *Pteleopsis suberosa*. El valor de diversidad de Shannon es medio a bajo (5 como máximo) y oscila entre 2,05 (Sabana arbustiva sobre roquedo) y 2,74 (sabana arbolada en vertiente). El valor de Equitabilidad (J) es más alto en la sabana arbórea aluvial seguido de la sabana arbolada en vertiente. El índice Chao 1 que estima el número de especies esperadas considerando la relación entre el número de especies representadas por un individuo nos indica que la riqueza de especies inventariadas es próxima o igual a la esperada (Tabla 1).

Tabla 1. Índices de biodiversidad no paramétricos para las 7 formaciones de sabana del Parque Nacional de Arly

Fuente: elaboración propia.

	SABCz	SBv	SABv	SabR	SBal	SABal
Taxa_S	34,00	35,00	32,00	21,00	24,00	25,00
Individuals	4.634,00	3.252,00	2.976,00	1.170,00	2.311,00	1.622,00
Dominance_D	0,16	0,19	0,10	0,17	0,13	0,09
Shannon_H	2,49	2,36	2,74	2,05	2,33	2,60
Equitability_J	0,71	0,66	0,79	0,67	0,73	0,81
Chao-1	34,00	35,00	32,00	22,00	24,00	25,00

Si realizamos el análisis por círculo A, B y C que recogen los individuos agrupados por DAP, podemos establecer un análisis de la variación de la diversidad en función del crecimiento y la dinámica de las formaciones vegetales (Tabla 2), asumiendo que, siendo un Parque Nacional, no hay eliminación de individuos para extracción de madera. El primer resultado importante es que el número de especies se va reduciendo conforme aumenta el DAP, al igual que el número de individuos. Esto se explica porque algunas de las especies del círculo A y B son arbustivas y no alcanzan el porte arbóreo, y porque al aumentar el tamaño del individuo restringe el espacio para la ubicación de otros individuos de gran tamaño. La diversidad disminuye (índice de Shannon), al igual que la equitabilidad. La dominancia D (rango de 0 donde todas las especies igualmente presentes, a 1 donde una especie domina la comunidad completamente) aumenta de A a C.

Tabla 2. Índices de biodiversidad no paramétricos de los círculos A, B y C del total de parcelas

Fuente: elaboración propia.

	A	B	C
Taxa_S	64,00	41,00	34,00
Individuals	1.513,00	934,00	530,00
Dominance_D	0,07	0,13	0,25
Shannon_H	3,14	2,59	2,07
Equitability_J	0,75	0,70	0,59
Chao-1	81,00	56,00	41,00

Para la diversidad beta hemos empleado un índice cuantitativo Morisita-Horn (Tabla 3) que expresa la semejanza entre dos muestras considerando la composición de especies y sus abundancias. Este índice relaciona las abundancias específicas con las abundancias relativas y total. Es altamente sensible al número de individuos de las especies abundantes. En ella se muestra que la mayor similitud se encuentra entre la sabana boscosa de vertiente y la arbolada de vertiente, siendo también significativa entre la sabana arbolada-boscosa sobre coraza ferralítica y la sabana arbolada en vertiente.

Tabla 3. Índice de Morisita-Horn

Fuente: elaboración propia.

	SABal	SABCz	SabR	SABv	SBal	SBV
SABal	1,00	0,14	0,07	0,40	0,58	0,21
SABCz	0,14	1,00	0,47	0,60	0,06	0,20
SabR	0,07	0,47	1,00	0,53	0,03	0,56
SABv	0,40	0,60	0,53	1,00	0,42	0,68
SBal	0,58	0,06	0,03	0,42	1,00	0,25
SBV	0,21	0,20	0,56	0,68	0,25	1,00

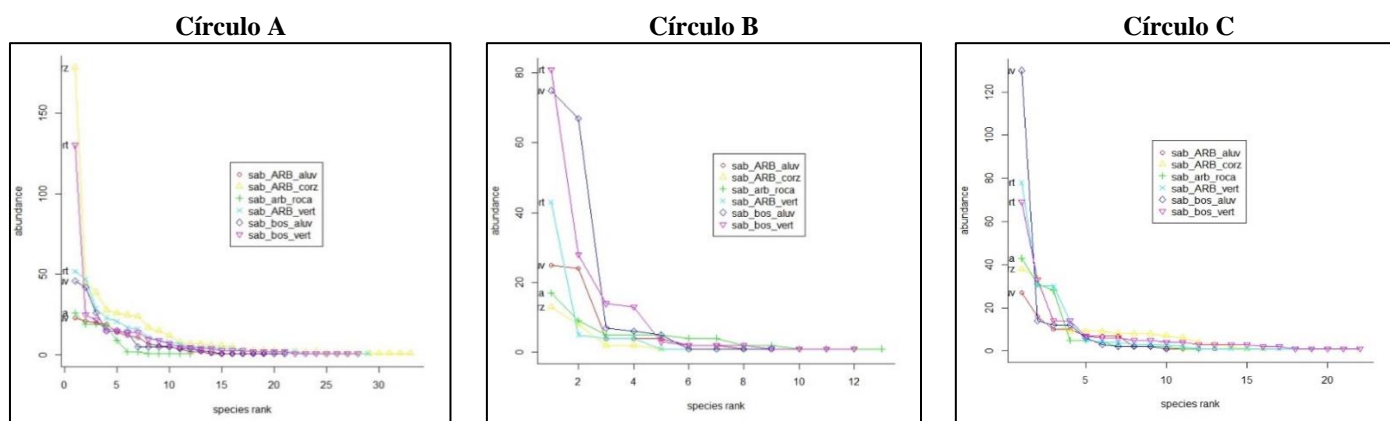
3.2. Índices de biodiversidad paramétricos

Según lo expuesto en la metodología se realiza un análisis de biodiversidad en función de curvas de distribución de abundancia y especies. Para ello exponemos el comportamiento de cada uno de los círculos A, B y C de cada formación de sabana con cada una de las tres curvas: rango especies-abundancia, K-dominancia y los modelos de distribución rango-abundancia, que quedan expuestos en las figuras 3 a 5.

La sabana arbolada-boscosa sobre coraza presenta un aumento en diversidad y una disminución de la perturbación desde los individuos de DAP más pequeño a más grande, evolucionando desde un modelo lognormal a Null.

Figura 3. Curvas de rango especies-abundancia

Fuente: elaboración propia.



La sabana boscosa en vertiente (SBv) presenta una menor diversidad en el conjunto de sabanas, y su rango baja desde las especies con menor DAP a las de mayor DAP.

Sin embargo, el nivel de perturbación disminuye de A a C. El modelo de distribución permanece constante en los tres círculos (Zipf-Mandebroldt).

La sabana arbolada de vertiente (SABv) se mantiene con una elevada diversidad relativa a las otras formaciones en los tres círculos, pero aumentando su perturbación de A a C: de muy poco perturbada a una perturbación media. Al igual que la sabana boscosa en vertiente el modelo de distribución permanece constante en los tres círculos (Zipf-Mandebroldt).

La sabana arbustiva sobre roquedo (SabR) mantiene una alta diversidad, solo por debajo de la de sabana sobre coraza, con una perturbación que es muy alta en el círculo A, mínima en B

y de nuevo alta en C. El modelo de distribución pasa conforme aumenta el DAP de Preemption en A y B, a Null en C. esta disfunción entre perturbación y un modelo equitativo de distribución se explica por el condicionamiento litológico.

La sabana aluvial arbolada (SABal) presenta en los tres círculos la diversidad más baja de todas las formaciones en los círculos B y C, siendo media en A. La perturbación es la más alta de todas las formaciones, y los modelos de distribución pasan de zipf-Mandelbrot a Preemption.

Finalmente, la sabana aluvial boscosa (SBal) presenta por su parte una alta diversidad en los círculos A y B y baja a media en el C. En los tres casos presenta una baja perturbación y pasa del modelo preemption en A, a null en B y de nuevo a preemption en C.

Figura 4. Curvas de dominancia

Fuente: elaboración propia.

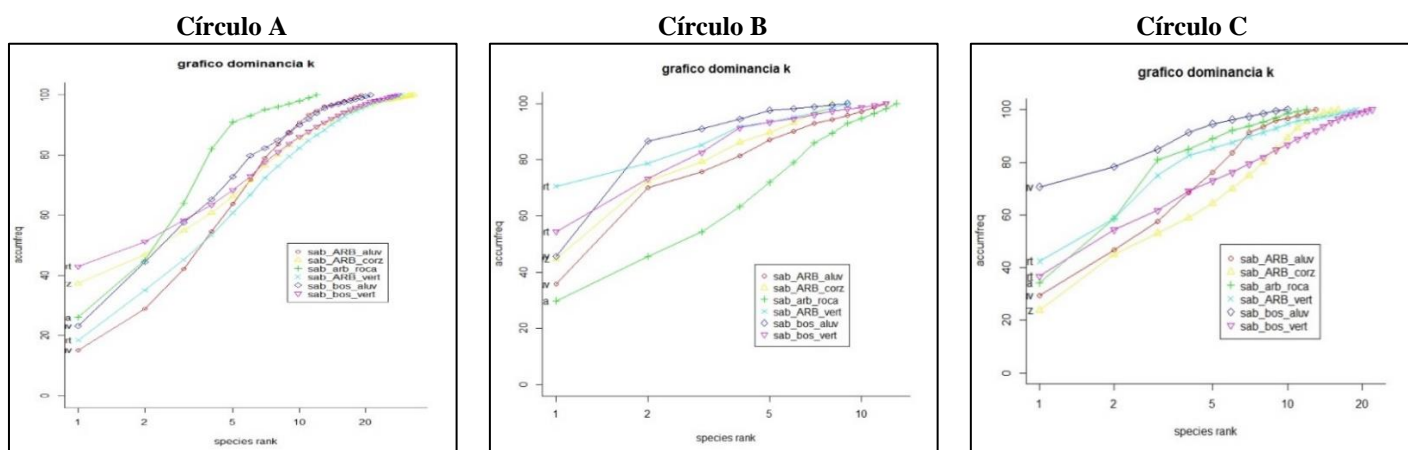
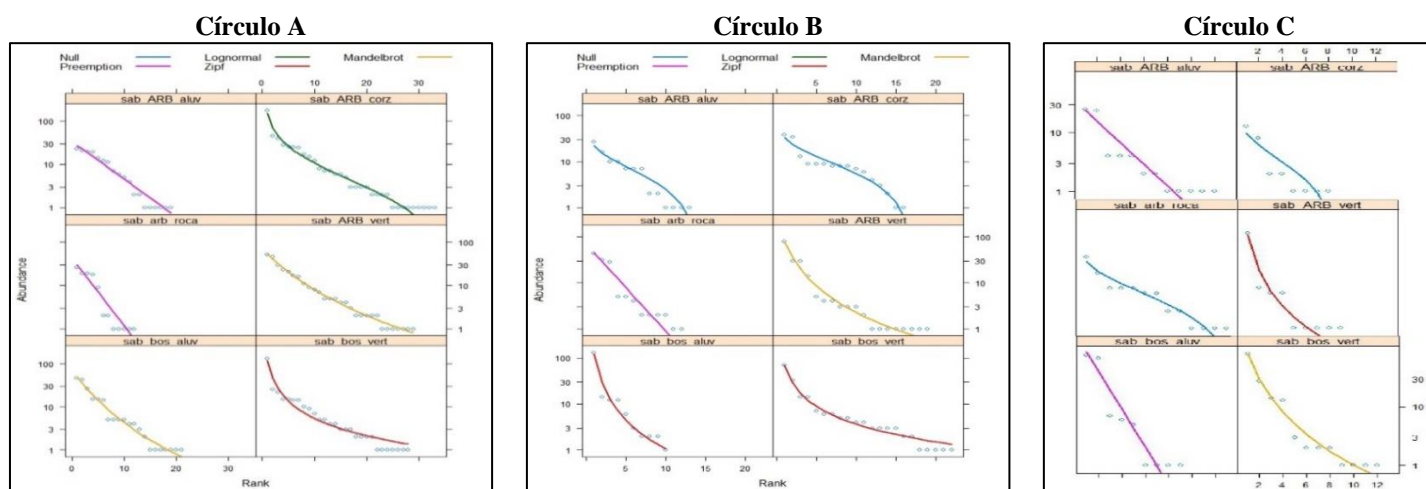


Figura 5. Modelos de distribución rango-abundancia con la función radfit de los círculos

Fuente: elaboración propia.



4. CONCLUSIONES

Los índices de diversidad no paramétricos muestran una mayor diversidad en la sabana arbolada en vertiente, la sabana arbolada aluvial y la sabana boscosa-arbolada sobre coraza, en los tres casos con alta equitabilidad y las menores dominancias. El análisis de diversidad con índices paramétricos por círculos que nos muestra las diferentes etapas en la sucesión de sustitución de especies marca un comportamiento diacrónico que esté en consonancia con los resultados de los índices no paramétricos en el caso de la sabana boscosa-arbolada sobre coraza y la sabana arbolada aluvial, no tanto con la sabana arbolada sobre vertientes, de mayor control edáfico por formación de costras férricas de acumulación absoluta en la base de las vertientes, que favorece el desarrollo y preferencia de unas especies sobre otras.

En resumen, las sabanas arboladas, en general, presentan una mayor diversidad y menor dominancia con respecto a las sabanas boscosas. Entre ambas se encuentra la sabana arbustiva sobre rocas. En cualquiera de los casos, hay un papel importante del condicionamiento edáfico: en el caso de las sabanas sobre coraza o vertientes, la propia evolución de las corazas somitales o de base de vertiente, en las sabanas arbustivas sobre rocas la propia naturaleza del roquedo, con poca cobertura edáfica, y en las aluviales el comportamiento estacional de inundación causado por el monzón. A este comportamiento definido por las formaciones superficiales hay que unirle la acción controlada y anual del fuego, que se utiliza como gestión del Parque Nacional y que afecta principalmente a las especies herbáceas y arbustivas (caméfitos principalmente), y que supone un control adicionado al lito-edáfico, que selecciona a especies pirófitas adaptadas a éste condicionamiento. Esto reafirma la naturaleza de distribución de las formaciones de sabana, más allá del marco bioclimático en el que se encuentran, donde podemos encontrar formaciones de bosques sin condicionamiento edáfico.

REFERENCIAS

- Cámara, R.; Yemboado, N. (2018). Cartografía de unidades ambientales y biogeomorfológicas del Parque Nacional de Arly (Burkina Faso). En: Jerez García, O.; Gosálvez Rey, R.U.; Díaz Sanz, C.; García Rayego, J.L.; Serrano de la Cruz Santos-Olmo, M.A. (Coords.). *Bosque mediterráneo y humedales: paisaje, evolución y conservación. Aportaciones desde la Biogeografía*. Ciudad Real: Almad Ediciones: 809-818. <https://eventos.uclm.es/9497/files/x-congreso-espanol-de-biogeografia.html>
- Hewson, J.; Steininger, M.K.; Pesmajoglou, S. (2014). *Manual de Medición, Reporte y Verificación (MRV) de REDD+ Versión 2.0*. Programa de Carbono Forestal, Mercados y Comunidades. Washington D.C.: USAID. <https://www.catie.ac.cr/attachments/article/767/manual-MRV-REDD-version-j.pdf>
- Magurran, A.F. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Wiley. <http://www.bio-nica.info/Biblioteca/Magurran2004MeasuringBiological.pdf>
- Mbayngone, E. (2008). *Flore et végétation de la réserve partielle de faune de Pama, sud-est du Burkina Faso*. Burkina Faso: Universidad de Ougadougou: Tesis Doctoral (Dir. A. Thiombiano). <http://www.beep.ird.fr/collect/uouaga/index/assoc/M07256.dir/M07256.pdf>
- Okansen, J. (2013). *Vegan: ecological diversity*. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vignettes/diversity-vegan.pdf>
- Olson, D.M.; Dinerstein, E.; Wikramanayake, E.D.; Burgess, N.D.; Powell, G.V.N.; Underwood, E.C.; D'amico, J.A.; Itoua, I.; Strand, H.I.; Morrison, J.C.; Loucks, C.J.; Allnutt, T.F.; Ricketts, T.H.; Kura, Y.; Lamoreux, J.F.; Wettengel, W.W.; Hedao, P.; Kassem, K.R. (2001). Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. *BioScience*, 51: 933-938. [doi:10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0933:TEOTWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2)



- Ouedraogo, O. (2009). *Phytosociologie, dynamique et productivite de la vegetation du Parc National d'Arly (sud-est du Burkina Fasso)*. Burkina Faso: Universidad de Ougadougou: Tesis Doctoral (Dir. B. Sinsin).
- Ouédraogo, O.; Thiombiano, A.; Hahn, K.; Guinko, S. (2008). Diversité et structure des groupements ligneux du parc national d'Arly (Est du Burkina Faso). *Flora et Vegetatio Sudano-Sambesica*, 11, 5-16. https://www.researchgate.net/publication/262601997_Diversite_et_structure_des_groupements_ligneux_du_parc_national_d'Arly_Est_du_Burkina_Faso
- Ouedraogo, O.; Schmidt, M.; Thiombiano, A.; Hahn, K.; Guinko, S.; Zizka, G. (2011). Magnoliophyta, Arly National Park, Tapoa, Burkina Faso. *Ckeck list*, 7(1): 85-100. doi:10.15560/7.1.85
- White, F. (1983). *The vegetation of Africa, a descriptive memoir to accompany the UNESCO/AETFAT/UNSO Vegetation Map of Africa* (3 Plates, Northwestern Africa, Northeastern Africa, and Southern Africa, 1:5,000,000). Paris: UNESCO. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000058054>

¿QUÉ NOS PUEDE APORTAR EL ANÁLISIS DE LA DISTRIBUCIÓN HISTÓRICA DEL IBIS EREMITA PARA SU INTRODUCCIÓN EN ANDALUCÍA?

Darío Chamorro, Isabel Benítez-Barrios, Raimundo Real y Antonio Román Muñoz

Biogeografía, Diversidad y Conservación, Dpto. de Biología Animal, Facultad de Ciencias, Universidad de Málaga.

dariochamorro@uma.es; isabelbenitezbarrios@gmail.com; rrgimenez@uma.es; roman@uma.es

RESUMEN

El Ibis Eremita (*Geronticus eremita*) es una de las especies de aves más amenazadas del planeta. En el siglo XX la especie estaba presente en Siria y Turquía (con poblaciones migradoras) y el norte de África (con poblaciones sedentarias), pero en la actualidad las poblaciones naturales sólo se hallan en la región de Souss-Massa en Marruecos. En Europa los programas de introducción del Proyecto Eremita y LIFE+, en Andalucía y en Austria, respectivamente, con ejemplares nacidos en cautividad, cuentan con estudios sobre el hábitat adecuado para la reproducción del Ibis Eremita basados principalmente en la localización actual de las colonias naturales. Sin embargo, estas colonias no necesariamente tienen que encontrarse en los hábitats más adecuados para la especie, si no en aquellos donde ha podido persistir. Con el presente estudio pretendemos analizar la favorabilidad ambiental del territorio andaluz para la especie, con el objetivo de identificar aquellas áreas más adecuadas para su reproducción. Para ello, empleamos datos de colonias reproductoras durante el siglo XX en Marruecos, como referencia de su área de distribución, identificando los principales factores ambientales que favorecían su reproducción. Posteriormente, extrapolamos los modelos al territorio andaluz, evaluando si las zonas de introducción de los individuos del Proyecto Eremita son las más adecuadas para su asentamiento. Los resultados muestran la disponibilidad de áreas favorables en Andalucía y el potencial de la región para acoger nuevas poblaciones de la especie, principalmente las regiones costeras de Huelva, Cádiz y Málaga, así como los sectores oriental y occidental de la región.

Palabras clave: Biogeografía, especies amenazadas, favorabilidad, *Geronticus eremita*, modelos de distribución de especies.

ABSTRACT

The Northern Bald Ibis (*Geronticus eremita*) is one of the most endangered species on the planet. During the 20th century the species was present in Syria and Turkey (with migratory populations) and North Africa (with sedentary populations), but currently natural populations only occur in the Souss-Massa region, in southern Morocco. In Europe, the introduction of captive bred specimens by the conservation programmes of the Eremita Project in Andalusia and LIFE+ in Austria, are based on studies of the best localities for the reproduction of the Ibis based mainly on the current location of the natural colonies. However, these colonies are in those areas where the species persisted, what do not necessarily concord with the most suitable habitats for them. With this study we aimed to highlight the environmental favourable Andalusian areas for their reproduction. To do it we used historical data from breeding colonies

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Chamorro, D.; Benítez-Barrios, I.; Real, R.; Muñoz, A.R. (2020). ¿Qué nos puede aportar el análisis de la distribución histórica del Ibis Eremita para su introducción en Andalucía?. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 255-263.

during the 20th century in Morocco, as a reference for their Mediterranean distribution, identifying the main environmental factors that favour their reproduction. We subsequently extrapolated the models to the Andalusian territory, evaluating if the introduction zones of the individuals of the Eremita Project are the most suitable for their establishment. The results show the availability of favourable areas in Andalusia and the potential of the region to host new populations of the species, mainly in the coastal regions of Huelva, Cadiz and Malaga, as well as the eastern and western sectors of the region.

Keywords: Biogeography; endangered species; favourability; *Geronticus eremita*; species distribution models.

1. INTRODUCCIÓN

La Biogeografía estudia los patrones que condicionan la distribución de las especies en el espacio y en el tiempo (Lomolino *et al.*, 2005). Mediante el empleo de herramientas como la modelación biogeográfica, se pueden además conocer la potencialidad de un territorio para que una especie lo ocupe, bien por causas naturales (Chamorro *et al.*, 2017) o debido a introducciones antrópicas (Muñoz y Real, 2006). En el caso de las introducciones, se pueden identificar las zonas donde una especie puede tener éxito atendiendo a sus áreas nativas (Chamorro *et al.*, 2017), lo cual es muy útil en casos de conservación o gestión ambiental. Pero también es de utilidad saber si una especie que ocupa un territorio se distribuye por todas sus áreas adecuadas o si, por el contrario, presenta zonas que por diversos factores no ocupa. En algunos casos, esta última situación se da cuando un ambiente es favorable para una especie, pero la acción humana le impide asentarse o la elimina de la zona, relegándola a aquellas áreas donde dicha acción no tiene efecto (Niamir *et al.*, 2016).

El Ibis Eremita (*Geronticus eremita*) estuvo distribuido por Europa y Asia (colonias migradoras) y África (colonias principalmente residentes) hasta que en siglo XVI las colonias europeas se extinguieron. Durante el siglo XX su declive alcanzó el 98%, quedando relegado a Marruecos y ciertas poblaciones en semicautividad en Bireçik (Turquía), hecho que lo convirtió en una especie Críticamente Amenazada (Aourir, 2017). En la actualidad quedan alrededor de 200 parejas reproductoras en libertad, todas residentes en Souss-Massa y Tamri, Marruecos (Oubrou y El Bekkay, 2018). Una de las medidas de conservación de esta especie es la introducción de individuos nacidos en cautividad que se está realizando en Austria, gracias al programa LIFE+, y en Andalucía, gracias al Proyecto Eremita. Dichos proyectos cuentan con estudios sobre el hábitat adecuado para la reproducción de Ibis Eremita basados principalmente en la localización actual de las colonias reproductoras marroquíes. Sin embargo, estas colonias no necesariamente tienen que encontrarse en los hábitats ambientalmente más adecuados para la especie, si no en aquellos donde ha podido persistir durante los últimos siglos.

Con el presente estudio pretendemos identificar las zonas de Andalucía más favorables para el Ibis Eremita teniendo en cuenta su distribución histórica, de modo que sirva de ayuda a la hora de identificar nuevos sitios potenciales de introducción para la especie.

2. ÁREA DE ESTUDIO

Andalucía es una comunidad autónoma española que comprende 87.268 km², situada al sur de la Península Ibérica y colindando al oeste con Portugal (Figura 1). Se subdivide en 8 provincias, cuatro de ellas costeras siendo Cádiz la que está más al sur, bañada por el Mar Mediterráneo y el Océano Atlántico, y cuatro de interior. La orografía del territorio está dominada por cadenas montañosas de tamaño medio, con la elevación máxima de la península Ibérica en Sierra Nevada (3.479 m). La llanura más importante es el valle del río Guadalquivir, el cual desemboca en el Atlántico entre Huelva y Cádiz. La Península Ibérica, y especialmente Andalucía, se encuentran en la distancia más corta entre el continente europeo y el africano, esto hace que sea una zona de tránsito para muchas aves y un conector entre la fauna y la flora de ambos continentes. El territorio fue dividido en una malla UTM 10x10 km² ($n = 896$) donde cada cuadrícula será considerada como una Unidad Geográfica Operativa (Chamorro *et al.*, 2016; 2018).

Figura 1. Situación geográfica de Andalucía y aspecto del Ibis Eremita

Fuente: elaboración propia en ARCGIS a partir de ESRI.



3. MÉTODOS

3.1. Variables predictoras

Para realizar la modelación de la distribución histórica de las colonias reproductoras del Ibis Eremita se emplearon un total de 21 variables relativas al clima y la topografía (Tabla 1). Estas variables fueron tratadas mediante un análisis de correlación para evitar la multicolinealidad, seleccionando aquellas variables con mayor capacidad explicativa de las que presenten un índice de correlación (Coeficiente de Spearman) superior al 0,8. Con las variables resultantes se realizaron estadísticas zonales en cada cuadrícula UTM para obtener un valor medio de la zona (Muñoz *et al.*, 2005). Previo a la modelación, se seleccionaron las variables cuyo rango de valores en el territorio andaluz está comprendido en el rango de valores del territorio marroquí, para evitar errores de extrapolación (Werkowska *et al.*, 2017).

Tabla 1. Variables empleadas en la modelación ambiental

Fuente: elaboración propia a partir de US Geological Survey, 1996; Hijmans *et al.*, 2005.

Factor	Variable	Variable
Clima	Temperatura media anual	Temperatura media de verano
	Rango de temperatura diario	Precipitación anual
	Isotermicidad	Precipitación máxima
	Estacionalidad de la temperatura	Precipitación mínima
	Temperatura máxima	Estacionalidad de la precipitación
	Temperatura mínima	Precipitación de primavera
	Rango de temperatura anual	Precipitación de otoño
	Temperatura media de primavera	Precipitación de invierno
	Temperatura media de otoño	Precipitación de verano
	Temperatura media de invierno	
Topografía	Altitud	Pendiente (calculada mediante 'Altitud')

3.2. Modelación de la distribución

Los datos de colonias reproductoras del siglo XX en Marruecos fueron obtenidos de Thévenot *et al.* (2003). Dichos datos se georreferenciaron dentro de la malla UTM 10 x10 km² de Marruecos, donde la especie estaba presente durante dicho siglo, obteniendo una matriz de presencias y ausencias (Chamorro *et al.*, en construcción). Se empleó una regresión logística utilizando las variables ambientales como independientes y las presencias y ausencias de la especie como variable dependiente, obteniendo unos valores de probabilidad de presencia que fueron convertidos en valores de favorabilidad ambiental (*F*) para corregir el efecto de la prevalencia (Real *et al.*, 2006):

$$F = e^y / [(n_1/n_0) + e^y]$$

siendo 'e' la base del logaritmo neperiano, 'n₁' y 'n₀' el número de presencias y ausencias, respectivamente, e 'y' la combinación lineal de variables dada por la regresión logística, que explica la distribución de las colonias reproductoras en Marruecos a partir de la combinación de las variables ambientales más significativas.

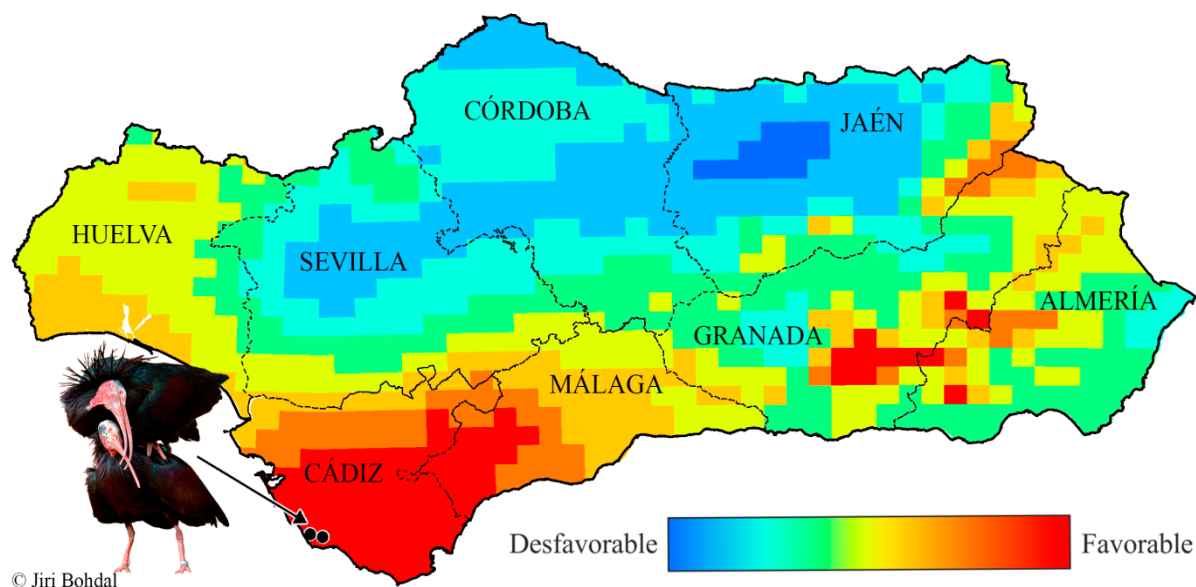
Para la extrapolación del modelo al territorio andaluz se sustituyeron los valores de las variables ambientales en Marruecos por los valores de las variables ambientales andaluzas (similar a Barbosa *et al.*, 2009), obteniendo finalmente valores de favorabilidad tras aplicar la fórmula de Real *et al.* (2006).

4. RESULTADOS

La favorabilidad de Andalucía para el establecimiento de colonias reproductoras de Ibis Eremita, atendiendo a su distribución marroquí durante el siglo XX se representa en la figura 2. Se observa como la región de Cádiz junto con algunas zonas de la provincia de Granada y Almería son las que presentan valores más altos.

Figura 2. Favorabilidad predicha para la presencia de colonias reproductoras en Andalucía en cada cuadrícula UTM 10×10 km

Fuente: elaboración propia en ARCGIS.



Los círculos negros representan las colonias introducidas por el Proyecto Eremita en la provincia de Cádiz.

5. DISCUSIÓN

La manera en la que las especies usan el espacio es un tema importante en conservación (Whittaker *et al.*, 2005) y la modelación biogeográfica permite inferir el uso diferencial del espacio partiendo de la distribución conocida de la especie en cuestión. Los modelos de distribución de las especies basados en la lógica difusa, como son los modelos de favorabilidad, permiten determinar las relaciones de los registros de las especies (presencias) con las características ecogeográficas que explican esa distribución espacio-temporal, y predecir las áreas más similares donde la presencia de la especie podría darse.

Mediante el presente estudio se pone de manifiesto la presencia de áreas ambientalmente favorables para el establecimiento de colonias reproductoras en Andalucía. Se detectan zonas favorables desocupadas a lo largo de la costa de Cádiz hasta Málaga, donde la especie podría expandirse de manera natural, si las poblaciones introducidas consiguieran establecerse y los individuos dispersarse. De hecho, estas zonas ya son frecuentadas por ejemplares dispersantes procedentes de la colonia de cría gaditana, lo que refuerza la favorabilidad predicha en nuestro modelo en estas áreas para la especie. También se observa cómo la especie puede encontrar zonas adecuadas en sectores más hacia el interior, tanto en Cádiz y Málaga (en el Parque de los Alcornocales, Grazalema y Sierra de las Nieves), como en la región oriental de Andalucía, concretamente en el entorno de Sierra Nevada y Sierra de Baza, entre Granada y Almería. Estas zonas podrían ser nuevos puntos de introducción de la especie, o actuar como destinos atrayentes si desde las poblaciones de Cádiz comienzan a migrar individuos.

Teniendo en cuenta que una de las mayores amenazas que sufre el Ibis Eremita es la persecución directa por parte del ser humano, plantear que las colonias naturales actuales están en las áreas con el ambiente más favorable para la especie puede no ser del todo correcto. Estas colonias se encuentran en zonas muy aisladas y es posible que la especie haya permanecido en

ellas precisamente por la dificultad de acceso y no por ser las más favorables. Las actuales localidades donde la introducción de ejemplares se está llevando a cabo se encuentran dentro de áreas predichas como ambientalmente favorables para la especie, atendiendo a su distribución natural, lo cual refuerza el Proyecto Eremita como una de las herramientas más útiles para la conservación de esta especie. Sin embargo, dentro de estas áreas se están empleando aquellos tipos de hábitat similares a los que la especie ocupa en Marruecos (Quevedo Muñoz y López Vázquez, 2003), y no se están teniendo en cuenta otros tipos que podrían ser útiles para la especie (Fotografía 1). Según nuestra aproximación, zonas hasta el momento no consideradas como adecuadas se identifican como favorables, mientras que otras como Cabo de Gata, ya propuestas como posibles nuevas zonas de introducción (Aguilera Prieto *et al.*, 2012), si bien no son desfavorables tampoco son las más idóneas.

Fotografía 1. Vista de la colonia de Ibis Eremita en Vejer de la Frontera (Cádiz), procedentes del Proyecto Eremita (izquierda), y ejemplar criando a dos pollos en dicha colonia

Fuente: Antonio-Román Muñoz.



Es cierto que la caza puede seguir siendo un factor de riesgo para la especie también en Andalucía, aunque si tenemos en cuenta que las políticas de conservación de especies y la regulación cinegética han mejorado con los años desde el pasado siglo, la situación de esta especie se plantea optimista en Europa (Van den Berg, 2004). De continuar el proyecto de suelta, es posible que individuos dispersivos establezcan nuevas colonias de cría alejadas de las zonas de introducción, y el presente estudio puede ayudar a la detección de dichas zonas, al identificar las áreas más favorables ambientalmente para la especie.

Ya se ha puesto de manifiesto que aves procedentes de este programa de introducción pueden cruzar el estrecho de Gibraltar (Muñoz y Ramírez, 2017; Fotografía 2), por lo que también sería de interés detectar las zonas favorables para la especie en el norte de Marruecos, en zonas donde no existen colonias naturales pero que ejemplares dispersantes de la colonia gaditana pueden alcanzar. De producirse el establecimiento y mantenimiento de nuevas colonias en Andalucía y/o norte de Marruecos, podría llegar a establecerse una dinámica de metapoblaciones con las colonias silvestres ya existentes en Marruecos (Fotografía 3), comienzan a dar signos de recuperación, con la dispersión reciente de ejemplares que generan nuevas colonias reproductoras hacia el norte de su distribución actual (Aourir, 2017). Ante este nuevo panorama, sería de gran importancia que se iniciara una colaboración a ambos lados del estrecho para la generación de nuevas políticas de conservación para esta especie tan amenazada.

Fotografía 2. Ejemplar procedente del Proyecto Eremita fotografiado en la laguna de la Bahgra, norte de Marruecos

Fuente: Antonio-Román Muñoz.



Fotografía 3. Ejemplares silvestres descansando en la playa del parque nacional Oued Massa, sur de Marruecos

Fuente: Juan Ramírez (izquierda) y Antonio-Román Muñoz (derecha).



6. CONCLUSIONES

El presente estudio pone de manifiesto que las zonas seleccionadas para el desarrollo del programa de introducción del Ibis Eremita “Proyecto Eremita”, fueron adecuadas para favorecer el establecimiento de la especie. Además, hay otras zonas en el resto de Andalucía que también son favorables para la especie, por lo que podrían utilizarse para establecer nuevas zonas de introducción. Es de destacar que algunas de estas zonas son, a priori, diferentes a las que la especie utiliza en la actualidad en Marruecos, aunque no por ello dejan de ser adecuadas.

La presencia de áreas favorables en el sur de la península ibérica puede significar una oportunidad para la especie, ya que podría dispersarse de manera natural por la región y establecer nuevas colonias reproductoras. La creación de una dinámica metapoblacional facilitaría, en última instancia, el aumento del área de distribución de la especie y su supervivencia en estado natural.

Agradecimientos

Esta investigación se enmarca dentro del programa de formación científica del Máster Diversidad Biológica y Medio Ambiente de la Universidad de Málaga. D. Chamorro fue subvencionado por la beca pre-doctoral FPU15/00123. A-R. Muñoz fue financiado por el proyecto FEDERJA-276 (Programa Operativo FEDER, Consejería de Economía, Conocimiento, Empresas y Universidad, Junta de Andalucía). Agradecimientos especiales a Patrick Bergier por su ayuda en la obtención y actualización de los datos.

REFERENCIAS

- Aguilera Prieto, E.; López Vázquez, J.M.; Quevedo Muñoz, M.Á.; Sánchez García, I. (2012). *Programa de Reintroducción del Ibis Eremita (Geronticus eremita) en Andalucía*. Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente. https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/resumen_prog_reintroducc_ibis_eremita_tcm30-201192.pdf
- Aourir, M. (2017). New Breeding Sites of the Critically Endangered Northern Bald Ibis *Geronticus eremita* on the Moroccan Atlantic Coast. *Int. J. Avian Wildl. Biol.*, 2: 77-80. [doi:10.15406/ijawb.2017.02.00021](https://doi.org/10.15406/ijawb.2017.02.00021).
- Barbosa, A.M.; Real, R.; Vargas, J.M. (2009). Transferability of environmental favourability models in geographic space: The case of the Iberian desman (*Galemys pyrenaicus*) in Portugal and Spain. *Ecol. Modell.*, 220: 747-754. [doi:10.1016/j.ecolmodel.2008.12.004](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.12.004).
- Chamorro, D.; Olivero, J.; Real, R.; Muñoz, A.R. (2016). El cambio del clima y la barrera biogeográfica del Estrecho de Gibraltar para las aves africanas. En: Zotano, J.G.; Arias García, J.; Cobo, J.A.O.; Serrano Montes, J.L. (Eds.). *Avances en Biogeografía. Áreas de distribución: entre puentes y barreras*. Castellón: Tundra Ediciones, 172-180.
- Chamorro, D.; Olivero, J.; Real, R.; Muñoz, A.R. (2017). Environmental factors determining the establishment of the African Long-legged Buzzard *Buteo rufinus cirtensis* in Western Europe. *Ibis*, 159: 331-342. [doi:10.1111/ibi.12451](https://doi.org/10.1111/ibi.12451).
- Chamorro, D.; Muñoz, A.R.; Martínez-Freiría, F.; Real, R. (2018). ¿Se pueden estudiar las exclusiones competitivas del pasado? La aplicación de la modelación a las interacciones bióticas entre las víboras ibéricas. En: Jerez García, O.; Gosálvez Rey, R.U.; Díaz Sanz, C.; García Rayego, J.L.; Serrano de la Cruz Santos-Olmo, M.A. (Coords.). *Bosque mediterráneo y humedales: paisaje, evolución y conservación. Aportaciones desde la Biogeografía*. Ciudad Real: Almud Ediciones: 850-859.
- Hijmans, R.J.; Cameron, S.E.; Parra, J.L.; Jones, G.; Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.*, 25: 1965-1978. [doi:10.1002/joc.1276](https://doi.org/10.1002/joc.1276).
- Lomolino, M.V.; Riddle, B.R.; Reown, J.H. (2005). *Biogeography*. Sunderland MA: Sinauer Associates.
- Muñoz, A.R.; Ramírez, J. (2017). Reintroduced northern bald ibises from Spain reach Morocco. *Oryx*, 51(2): 204-205. [doi:10.1017/S0030605317000138](https://doi.org/10.1017/S0030605317000138).
- Muñoz, A.R.; Real, R.; Barbosa, A.M.; Vargas, J.M. (2005). Modelling the distribution of Bonelli's eagle in Spain: Implications for conservation planning. *Divers. Distrib.*, 11: 477-486. [doi:10.1111/j.1366-9516.2005.00188.x](https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00188.x).
- Muñoz, A.R.; Real, R. (2006). Assessing the potential range expansion of the exotic monk parakeet in Spain. *Divers. Distrib.*, 12: 656-665. [doi:10.1111/j.1472-4642.2006.00272.x](https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2006.00272.x).
- Niamir, A.; Skidmore, A.K.; Toxopeus, A.G.; Real, R. (2016). Use of taxonomy to delineate spatial extent of atlas data for species distribution models. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 25: 227-237. [doi:10.1111/geb.12405](https://doi.org/10.1111/geb.12405).
- Oubrou, W.; El Bekkay, M. (2018). *Rapport sur la saison de reproduction de l'Ibis Chauve Geronticus eremita dans la région de Souss-Massa*. Haut Commissariat aux Eaux et Forêt et à la Lutte Contre la Désertification. <http://www.grepom.org/rapport-sur-la-reproduction-de-libis-chauve-geronticus-eremita-dans-la-region-de-souss-massa-saison-2018/>.



- Quevedo Muñoz, M.A.; López Vázquez, J.M. (2003). Estudio en Cádiz sobre la mejor forma de introducir al Ibis Eremita. *Quercus*, 209: 10-11.
- Real, R.; Barbosa, A.M.; Vargas, J.M. (2006). Obtaining environmental favourability functions from logistic regression. *Environ. Ecol. Stat.*, 13: 237-245. doi:10.1007/s10651-005-0003-3.
- Thévenot, M.; Vernon, R.; Bergier, P. (2003). *The Birds of Morocco: An Annotated Checklist. BOU Checklist No. 20*. London: British Ornithologist's Union.
- US Geological Survey. (1996). *GTOPO30: Land processes distributed active archive center (LPDAAC)*, Washington D.C: EROS data center. <https://lta.cr.usgs.gov/GTOPO30>.
- Van den Berg, E. (2004). Reportaje: Gran angular. *Natl. Geogr. Mag.* 15.
- Werkowska, W.; Márquez, A.L.; Real, R.; Acevedo, P. (2017). A practical overview of transferability in species distribution modeling. *Environ. Rev.*, 25. doi:10.1139/er-2016-0045.
- Whittaker, R.J.; Araújo, M.B.; Jepson, P.; Ladle, R.J.; James, E.M.W.; Willis, K.J. (2005). Conservation Biogeography: Assessment and Prospect. *Divers. Distrib.*, 11: 3-23. doi:10.1111/j.1366-9516.2005.00143.x.

CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD
XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía
Santander (Cantabria), 22-25 junio de 2020



BIOGEOGRAFÍA DEL VENENO: LA CRISIS DE CONSERVACIÓN ASOCIADA AL CONTROL DE DEPREDADORES EN ESPAÑA

Darío Chamorro, Carolina Márquez, Juan C. Sierra, Raimundo Real y Antonio Román Muñoz

Biogeografía, Diversidad y Conservación, Dpto. de Biología Animal, Facultad de Ciencias, Universidad de Málaga.

dariochamorro@uma.es; cmcambientales@gmail.com; jcsierra@uma.es; rrgimenez@uma.es; roman@uma.es

RESUMEN

En España se han usado tradicionalmente cebos envenenados para controlar las poblaciones de aquellas especies consideradas como alimañas o depredadoras, pese a que su baja selectividad y los efectos perjudiciales sobre otras especies lo convierten en uno de los métodos más controvertidos. Históricamente el veneno se ha empleado tanto en prácticas legales como ilegales y aún en la actualidad, cuando su uso ha sido prohibido, supone un grave problema para muchas especies que son especialmente susceptibles de sufrir episodios de envenenamiento, como ocurre con muchas rapaces de la península ibérica. En este estudio se analiza la distribución espacial del empleo de veneno para construir un mapa predictivo que nos permita identificar aquellas zonas en las que el control de depredadores mediante esta técnica ilegal puede afectar a especies de interés para la conservación. Para ello se han empleado datos recopilados por el "Proyecto contra el Veneno", realizado por la WWF, correspondientes al periodo 2000 a 2008. Los resultados muestran que se detecta un incremento hacia el sur en los registros de veneno, siendo Andalucía la comunidad que más casos de envenenamientos registró. El empleo del veneno para el control de depredadores está relacionado con la abundancia de algunas especies cinegéticas, la riqueza de especies depredadoras y la actividad agraria. Dichos resultados podrían explicar parcialmente la situación actual de algunas especies cuyas poblaciones más meridionales están en declive, mientras que las septentrionales se mantienen estables o con una tendencia al alza, como ocurre con el Alimoche Común.

Palabras clave: actividad cinegética, Biogeografía, favorabilidad, gestión, modelización.

ABSTRACT

In Spain, poisoned baits have been traditionally used to control the populations of those species considered as vermin or predators, even though they have a low selectivity of target species, being one of the most controversial method. Historically, poison has been used in hunting grounds in legal and illegal practices and even today, when its use has been banned, it is a serious problem for many species that are especially susceptible to suffer poisoning episodes, as it occurs with many raptors or carnivores in the Iberian Peninsula. The aim of this study is to analyse the spatial trend in the use of poison to build a predictive map which could be used to identify those areas in which the predator-control by this illegal technique may affect species with conservation interests. For this purpose, we used data compiled by the "Project against Poison", carried out by the WWF between others NGOs, corresponding to the period 2000 to 2008. The results show that a spatial trend in the records of poison towards the south, with Andalusia being the community that recorded most of the cases of poisoning. The use of

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Chamorro, D.; Márquez, C.; Sierra, J.C.; Real, R.; Muñoz, A.R. (2020). Biogeografía del Veneno: La crisis de conservación asociada al control de depredadores en España. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 265-273.

poison to control predators is related to the abundance of some hunting species, the richness of predatory species and the agrarian activity of the region. These results could partially explain the current situation of some species, whose southern populations are in decline while the northern populations remain stable or show a positive trend, as it is the case of the Egyptian Vulture.

Keywords: biodiversity management, Biogeography, favourability, hunting, modelling.

1. INTRODUCCIÓN

Las poblaciones de depredadores han sufrido declives importantes durante el último siglo (Balmford *et al.*, 2003). La pérdida y fragmentación de sus hábitats, la disminución de las poblaciones de presas clave o la persecución directa son los principales factores responsables de la actual situación de este grupo animal (Rodríguez y Delibes, 2004; Whitfield *et al.*, 2004; Sobrino *et al.*, 2009). Este último factor, su persecución y exterminación, surge del conflicto que se da cuando las especies amenazan directamente las vidas de los humanos o su ganado, como ocurre con el lobo en Europa o el león en África, o bien porque la abundancia de depredadores puede comprometer los beneficios obtenidos mediante la caza comercial de especies cinegéticas (Blanco *et al.*, 1992; Redpath *et al.*, 2004). Para eliminar los depredadores del entorno se han empleado diferentes herramientas: armas, lazos, trampas y cebos envenenados, entre otros (Treves *et al.*, 2004). Estas técnicas han sido tradicionalmente permitidas hasta la segunda mitad del siglo XX (Márquez *et al.*, 2013a), pero en la actualidad están reguladas por ley y, concretamente, el veneno ha sido prohibido en la mayoría de los países, teniendo su uso repercusiones penales (Márquez, 2015).

De entre todos los métodos el veneno era el más ampliamente usado para el control de depredadores, pese a ser el menos selectivo (Márquez *et al.*, 2013b). Puntualmente ha sido usado después de su prohibición en varios países europeos con tradición cinegética (González *et al.*, 2007). Además de afectar a las poblaciones de depredadores, el empleo del veneno puede también acarrear efectos negativos en las poblaciones de otras especies no diana, como por ejemplo a especies de aves de presa como son el buitre negro, el quebrantahuesos, el águila imperial ibérica o el alimoche común (Márquez *et al.*, 2013b).

De esta problemática surgen los proyectos encargados de luchar contra el uso ilegal de venenos en el medio natural de la mano de diversas organizaciones científicas y ecologistas. En España, el ‘Programa Antídoto’ tuvo origen en 1998 y fue promovido por Ecologistas en Acción, WWF, BVCF, FAPAS, FOP, FCQ, GREFA, SEO/BirdLife, SECEM y AVAFES, encargados de buscar y recopilar información acerca de eventos de envenenamientos mediante la consulta a agencias medioambientales gubernamentales de distinto ámbito, estudios científicos regionales, y de llevar a juicio a los responsables de dichos actos (Cano *et al.*, 2016).

Sin embargo, los estudios científicos sobre el envenenamiento de fauna silvestre en Europa son principalmente descriptivos y escasean los estudios sobre aquellos factores que podrían condicionar el uso de este método con los que ayudar a predecir los casos (Márquez *et al.*, 2013a). Además, dentro de España el esfuerzo de muestreo para la detección de eventos de envenenamiento es muy diferente entre distintas comunidades. Por ello, en el presente trabajo pretendemos establecer un mapa de riesgo del uso de veneno en la España peninsular a nivel de municipio, identificando los factores puramente espaciales y socioculturales que favorecen el uso de cebos envenenados para el control de depredadores. La modelización es de un interés especial ya que su carácter predictivo permite detectar zonas potenciales para la aparición de

cebos envenenados pese al gran sesgo de los datos por la diferencia del esfuerzo de muestreo entre regiones. El objetivo final es comprobar si existe una relación entre esta técnica ilegal y la tendencia y situación actual de diferentes especies amenazadas.

2. ÁREA DE ESTUDIO

La región peninsular española comprende 493.518 km², casi el 85% de la península ibérica. Se divide en 15 comunidades autónomas (Figura 1) que se subdividen a su vez en 7.951 municipios administrativos (INE, 2019). El tamaño de los municipios varía significativamente entre comunidades, observando una tendencia al incremento de su tamaño conforme se avanza hacia el sur, debido a su origen como latifundios.

Figura 1. Situación espacial de la España peninsular y división principal en comunidades autónomas

Fuente: elaboración propia en ArcGis a partir de ESRI.



3. MÉTODOS

3.1. Datos de uso del veneno

Los datos de envenenamiento empleados para modelizar su distribución espacial corresponden a la información recopilada por la WWF dentro del “Proyecto contra el Veneno”, una parte del ‘Programa Antídoto’, acerca de los episodios de envenenamiento de fauna silvestre detectados en España durante el periodo de 1990 a 2009 (Cano *et al.*, 2016). En dicho informe se recogen exclusivamente los sucesos donde hay evidencias del uso de sustancias tóxicas, con el fin de ocasionar la muerte de animales depredadores (Figura 2), considerándose un evento el descubrimiento de cebo envenenado o un animal muerto o debilitado afectado por el veneno (Márquez *et al.*, 2013b). Registros de varios animales encontrados en una misma zona y fecha fueron considerados como un solo evento de envenenamiento. Para el presente estudio se seleccionaron sólo los eventos registrados entre los años 2000 y 2008 de alimoches con síntomas de haber sido envenenados o cebos que por su tipo de cebo o veneno pueden afectarle, pues los resultados serán usados en futuros estudios. Se detectó el empleo de veneno en 374 municipios.

Figura 2. Ejemplos de eventos de envenenamiento registrados por las autoridades

Fuente: A, B y C, Guardia Civil; D, Guarderío Forestal-Basozaingoa; E, Cano *et al.* (2016); F, Policía Foral de Navarra.



A: milano real; B: tejón; C: buitre leonado; D: alimoche común; E: lobo; F: milano negro.

3.2. Variables predictoras

Para realizar la modelización de la distribución de los registros de eventos de envenenamiento en España peninsular, a nivel municipal, se emplearon 18 variables relativas a la actividad cinegética y agraria, a la diversidad de depredadores y a la situación espacial de los eventos de envenenamiento (Tabla 1). Estas variables fueron tratadas mediante un análisis de correlación de Spearman para evitar la multicolinealidad y mediante el control de la tasa de descubrimiento falso (FDR), para reducir la posibilidad de cometer el error de tipo 1 (Benjamini y Yekutieli, 2001; Chamorro *et al.*, 2017).

3.3. Modelización de la distribución

Los datos de envenenamiento fueron asociados al término municipal donde se registraron, construyendo una matriz de municipios con presencia de evento de envenenamiento (Figura 3A). Se empleó una regresión logística por pasos hacia delante y hacia atrás utilizando las variables ambientales como independientes y las presencias y ausencias como variable dependiente, obteniendo unos valores de probabilidad de presencia que fueron convertidos en valores de favorabilidad (F) para corregir el efecto de la prevalencia (Real *et al.*, 2006):

$$F = e^y / [(n_1/n_0) + e^y],$$

donde ‘ e ’ es la base del logaritmo neperiano, ‘ n_1 ’ y ‘ n_0 ’ son el número de presencias y ausencias, respectivamente, e ‘ y ’ es la combinación lineal de las variables ambientales obtenida a partir de la regresión logística, y cuya expresión matemática es del tipo:

$$y = \alpha + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_n x_n,$$

siendo ‘ α ’ el término independiente de la ecuación, ‘ x ’ las variables ambientales y ‘ β ’ sus respectivos coeficientes.

Tabla 1. Variables empleadas en la modelización agrupadas por factores

Factor	Variables	Descripción
Actividad cinegética	Perdiz roja (<i>Alectoris rufa</i>)	Favorabilidad ambiental de la distribución de cada especie cinegética en cada municipio (Márquez, 2015). <i>H₀</i> : La mayor favorabilidad de especies cinegéticas supone un mayor interés para la caza, lo que favorece el interés por el control de sus depredadores.
	Liebre (<i>Lepus granatensis</i>)	
	Conejo (<i>Oryctolagus cuniculus</i>)	
	Corzo (<i>Capreolus capreolus</i>)	
	Cabra montés (<i>Capra pyrenaica</i>)	
	Ciervo (<i>Cervus elaphus</i>)	
	Jabalí (<i>Sus scrofa</i>)	
Actividad agraria	SAU (Superficie Agraria Útil)	Índices de actividad agrícola (INE, 2009). <i>H₀</i> : Una mayor actividad agraria supone una mayor presión por el control de alimañas.
	MBT (Margen de beneficios total)	
	Barb. (Uso de barbecho)	
	Sreg. (Superficies de regadas)	
	Dpop. (Densidad de poblaciones)	
Diversidad de depredadores	Rrap. (Riqueza de rapaces)	Número de especies presentes de cada uno de los grupos en el municipio (Márquez, 2015). <i>H₀</i> : A mayor diversidad de depredadores mayor interés en usar métodos de control de depredadores de amplio espectro.
	Rcar. (Riqueza de carnívoros)	
	Rdep. (Riqueza de depredadores)	
Situación espacial	Latitud (<i>La</i>)	<i>Trend-surface analysis</i> : Se usan junto con sus combinaciones polinómicas hasta la tercera potencia para mostrar la tendencia espacial.
	Longitud (<i>Lo</i>)	

H₀ indica la hipótesis por la cual se emplea dicho factor.

Para la obtención del modelo puramente espacial se emplearon sólo las variables espaciales (latitud, longitud y sus combinaciones polinómicas de hasta tercer grado) mediante un análisis de tendencia de superficie (Legendre, 1993; Chamorro *et al.*, 2019). En el caso del modelo ambiental, se emplearon las variables de actividad cinegética, actividad agrícola y diversidad de depredadores. Para el modelo combinado, se añadió a lista de variables del modelo ambiental la favorabilidad espacial del veneno.

3.4. Evaluación de los modelos

El peso relativo de cada variable se obtuvo mediante el valor de Wald (Wald, 1943). Cada modelo resultante fue evaluado siguiendo criterios de clasificación mediante los índices de Kappa, sensibilidad, especificidad, tasa de clasificación correcta (TCC), infra- y sobrepredicción y de discriminación con el AUC (Barbosa *et al.*, 2013).

4. RESULTADOS

Todas las variables superaron el análisis de multicolinealidad y FDR, por lo que la inclusión o no en el modelo dependió de la selección por pasos de la regresión logística.

Las ecuaciones que describen la favorabilidad biogeográfica de los eventos de envenenamiento en la España peninsular son las siguientes (abreviaturas en Tabla 1):

$$y_{\text{espacial}} = 3,9 - 35,5 \times Lo - 0,005 \times La^2 + 1,7 \times LaLo - 0,02 \times La^2Lo - 0,003 \times LaLo^2;$$

$$y_{\text{ambiental}} = -2,5 + 6,3 \times 10^{-8} \times MBT + 0,7 \times Perdiz - 3,1 \times Corzo + 1,8 \times Cabra + 2,2 \times$$

$$\text{Ciervo} - 1,6 \times \text{Conejo} - 3,7 \times \text{Jabalí} + 0,1 \times \text{Rrap} + 0,1 \times \text{Rcar}.$$

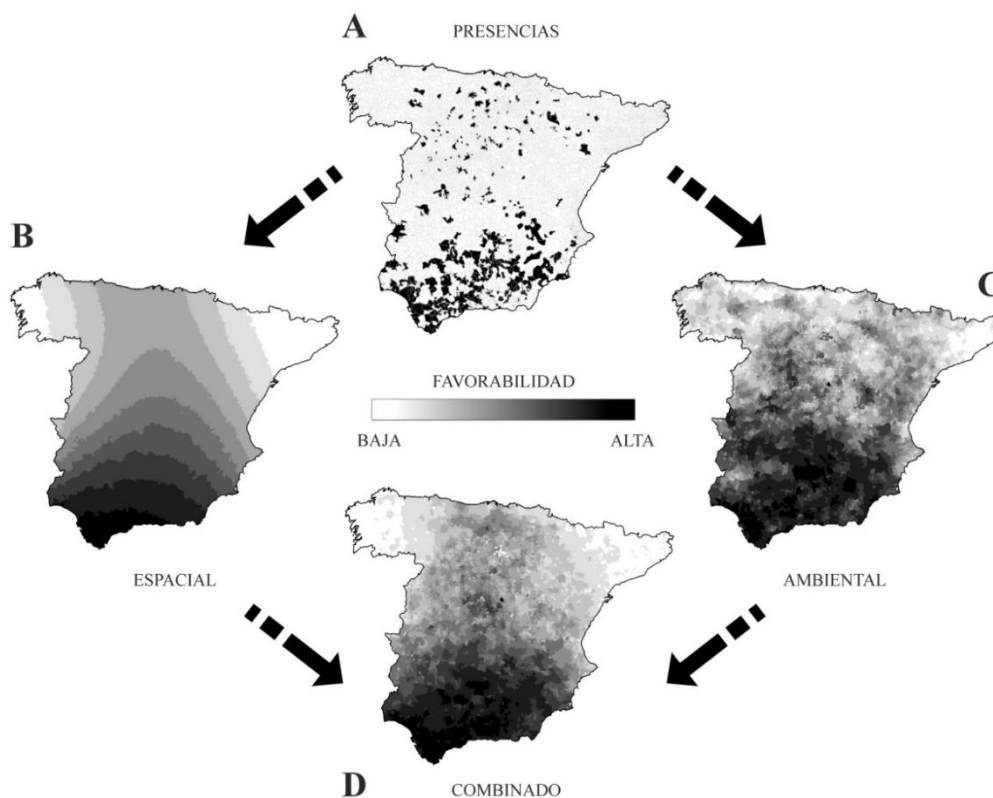
$$y_{\text{combinado}} = -7,3 + 6,5 \times 10^{-8} \times MBT - 0,6 \times \text{Corzo} + 0,1 \text{ Rdep} + 5,4 \times F_{\text{espacial}}$$

La actividad cinegética fue el factor con más peso en el modelo ambiental. La situación espacial, seguida de la diversidad de depredadores, fueron los factores con mayor capacidad explicativa en el modelo combinado.

Los modelos cartográficos de distribución de los eventos de envenenamiento están representados en la figura 3. La distribución espacial de favorabilidad muestra una tendencia creciente hacia el sur y el centro de la España peninsular (Figura 3B), siendo Andalucía la comunidad con mayor favorabilidad espacial para el veneno. El modelo ambiental (Figura 3C) muestra también una tendencia en las áreas más favorables para los eventos de envenenamiento hacia el sur sin ser tan claro como el modelo espacial, ya que también detecta zonas favorables para casos de envenenamiento en el norte y el centro de la península. El modelo combinado mantiene la favorabilidad espacial ya mencionada, pero mostrando un patrón menos estructurado que éste (Figura 3D). La evaluación de los modelos se representa en la figura 4.

Figura 3. Municipios con presencias de eventos de envenenamiento durante el periodo estudiado (A) y resultados obtenidos mediante la modelización puramente espacial (B), ambiental (C) y mediante la combinación de los factores espacial y ambiental (D)

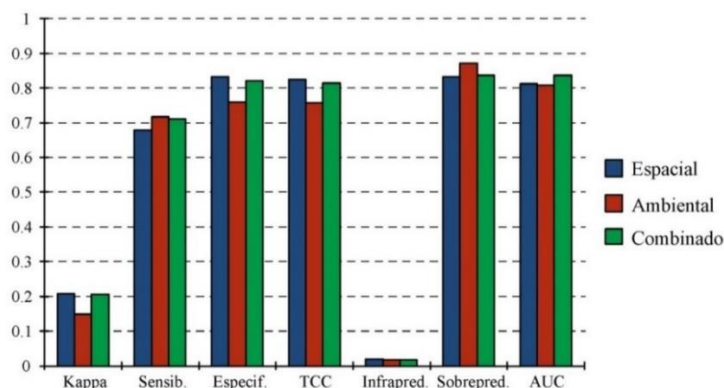
Fuente: elaboración propia.



Valores más oscuros indican mayor favorabilidad para que ocurra un evento de envenenamiento.

Figura 4. Resultados obtenidos de la evaluación de los tres modelos obtenidos

Fuente: elaboración propia.



El AUC ha sido el criterio usado para medir la discriminación de los modelos y el resto se han usado para conocer su clasificación (ver apartado 3.4. de los métodos).

5. DISCUSIÓN

La distribución puramente espacial de los eventos de envenenamiento en España peninsular durante el periodo 2000-2008 refleja un patrón creciente hacia el sur, que ya ha sido descrito en anteriores reportes (Márquez, 2015; Cano *et al.*, 2016). Su explicación se fundamenta principalmente en: (1) una mayor dependencia de la caza en el medio rural de las comunidades de Andalucía, Extremadura, Castilla-La Mancha y Murcia, recogida en una mayor fuente de ingresos de la ganadería, caza y agricultura (INE, 2009); (2) una mayor tradición histórica en el empleo de cebos envenenados como medida de control de depredadores, que puede haber arraigado en la sociedad rural a pesar de su ilegalidad y persecución actual (Márquez *et al.*, 2013a); y/o (3) un sesgo en los datos por el mayor esfuerzo de detección y registro de los eventos de envenenamiento por parte de las agencias de medioambiente de estos lugares, como por ejemplo en Andalucía, donde se llevan a cabo campañas de búsqueda activa por parte de personal especializado, principalmente agentes de medioambiente con perros anti-veneno (Cano *et al.*, 2016). Las tres opciones son compatibles entre ellas, pudiendo ser que aparte de que haya un sesgo en los datos también haya mayor tendencia en el sur peninsular al empleo de estos métodos de control.

El modelo ambiental, al no basarse en patrones puramente geográficos, detecta zonas donde las condiciones de actividad cinegética, agricultura y riqueza de especies diana del veneno, son similares a las que ocurren en los municipios con eventos de envenenamiento. Su mayor sobrepredicción también nos permite detectar zonas donde potencialmente se puede estar realizando un control ilegal de depredadores mediante envenenamientos (Barbosa *et al.*, 2013) y el esfuerzo de detección del veneno debería ser incrementado.

El modelo combinado entre el factor puramente espacial y el ambiental prioriza el primero, si bien es cierto que incluye ciertos matices que aporta el ambiental, aumentando la favorabilidad de ciertos municipios que espacialmente no son muy favorables, como los de la comunidad de Madrid y Castilla y León.

En los dos modelos con variables ambientales la mayor riqueza de depredadores aumenta la tendencia del uso del veneno, quizás porque el veneno permite eliminar cualquier tipo de depredador mientras que los otros métodos son más específicos. También favorece el registro de eventos de envenenamiento la actividad agraria, reflejada en el Margen de Beneficios Total (MBT) de los municipios, de tal manera que en aquellos municipios donde una parte importante del PIB depende del sector agrario, principalmente el ganadero, la presión para el control de los

depredadores es mayor, pues sus beneficios se ven comprometidos con las bajas que pudieran sufrir debido a los depredadores.

La actividad cinegética indica dos tendencias. Por un lado, las zonas favorables para ciertas especies de interés cinegético parecen favorecer el uso del veneno, como ocurre con la perdiz roja, la cabra montés, y el ciervo, pues a mayor disponibilidad de éstas especies, mayor actividad cinegética. Esto aumentaría el interés en controlar a los depredadores de la zona, pues existe la idea de que merman drásticamente las poblaciones de las especies cinegéticas (Márquez, 2015). Por otro lado, para otras especies como el jabalí y el conejo, su favorabilidad parece disminuir la probabilidad del empleo de cebos envenenados para la gestión de depredadores. Esto parece ser debido a que, pese a ser especies cinegéticas, no interesa proteger sus poblaciones, por ejemplo, porque presentan grandes tamaños poblacionales, tienen tendencias poblacionales crecientes, están ampliamente distribuidos por la península, ocasionan daños en la agricultura en algunas regiones ibéricas u otras causas (Herrero *et al.*, 2006; Ferreres *et al.*, 2011; Delibes-Mateos *et al.*, 2018).

Los resultados, por tanto, muestran que el uso ilegal de cebos envenenados con el fin de controlar las poblaciones de depredadores en España está relacionado con ciertos componentes sociales y ambientales. La adecuada gestión de la conservación de especies debe incluir la cooperación y acción conjunta de diversas entidades que favorezcan, en última instancia, la mejora en el estatus poblacional de las especies. Esto es de especial interés en especies cuya principal amenaza es la actividad humana, como es el caso del Alimoche Común y de otras rapaces (Moral, 2009). La metodología empleada en la elaboración de los modelos de distribución de especies puede ser también usada para modelizar eventos de envenenamiento, y así detectar patrones biogeográficos de la gestión del medio natural, permitiendo identificar y priorizar áreas de especial sensibilidad al uso de estas medidas ilegales y, por tanto, beneficiar a los agentes medioambientales en la lucha contra el veneno.

Agradecimientos

Esta investigación se enmarca dentro del programa de formación científica del Máster Diversidad Biológica y Medio Ambiente de la Universidad de Málaga durante el curso académico 2018-2019. D. Chamorro fue subvencionado por la beca pre-doctoral FPU15/00123 del Ministerio de Educación, Cultura y Deporte. A.R. Muñoz fue financiado por el proyecto FEDERJA-276 (Programa Operativo FEDER, Consejería de Economía, Conocimiento, Empresas y Universidad, Junta de Andalucía).

REFERENCIAS

- Balmford, A.; Green, R.E.; Jenkins, M. (2003). Measuring the changing state of nature. *Trends Ecol. Evol.*, 18: 326-330. doi:10.1016/S0169-5347(03)00067-3.
- Barbosa, A.M.; Real, R.; Muñoz, A.R.; Brown, J.A. (2013). New measures for assessing model equilibrium and prediction mismatch in species distribution models. *Divers. Distrib.*, 19: 1333-1338. doi:10.1111/ddi.12100.
- Benjamini, Y.; Yekutieli, D. (2001). The control of the false discovery rate in multiple testing under dependency. *Ann. Stat.*, 29: 1165-1188. doi:10.1214/aos/1013699998.
- Blanco, J.C.; Reig, S.; Cuesta, L. de la (1992). Distribution, status and conservation problems of the wolf *Canis lupus* in Spain. *Biol. Conserv.*, 60: 73-80. doi:10.1016/0006-3207(92)91157-N.
- Cano, C.; Bodega, D. de la; Ayerza, P.; Mínguez, E. (2016). *El veneno en España. Evolución del envenenamiento de fauna silvestre (1992-2013)*. Madrid: WWF/Adena y SEO/BirdLife. https://www.wwf.es/informate/biblioteca_wwf/.

- Chamorro, D.; Nieto, I.; Real, R.; Muñoz, A. (2019). Wintering areas on the move in the face of warmer winters. *Ornis Fenn.*, 96: 1-14.
- Chamorro, D.; Olivero, J.; Real, R.; Muñoz, A.R. (2017). Environmental factors determining the establishment of the African Long-legged Buzzard *Buteo rufinus cirtensis* in Western Europe. *Ibis.*, 159: 331-342. doi:10.1111/ibi.12451.
- Delibes-Mateos, M.; Farfán, M.A.; Rouco, C.; Olivero, J.; Márquez, A.L.; Fa, J.E.; Vargas, J.M.; Villafuerte, R. (2018). A large-scale assessment of European rabbit damage to agriculture in Spain. *Pest Manag. Sci.*, 74: 111-119. doi:10.1002/ps.4658.
- Ferreres, J.; Escudero, M.A.; Ferrer, E.; Marco, J. (2011). Gestión del corzo en Zaragoza: De conservación a control poblacional. *Pirineos*, 166: 69-86. doi:10.3989/Pirineos.2011.166004.
- González, L.M.; Margalida, A.; Mañosa, S.; Sánchez, R.; Oria, J.; Molina, J.I.; Caldera, J.; Aranda, A.; Prada, L. (2007). Causes and spatio-temporal variations of non-natural mortality in the Vulnerable Spanish imperial eagle *Aquila adalberti* during a recovery period. *Oryx*, 41: 495-502. doi:10.1017/S0030605307414119.
- Herrero, J.; García-Serrano, A.; Couto, S.; Ortuño, V.M.; García-González, R. (2006). Diet of wild boar *Sus scrofa* L. and crop damage in an intensive agroecosystem. *Eur. J. Wildl. Res.*, 52: 245-250. doi:10.1007/s10344-006-0045-3.
- INE (2009). *Censo Agrario 2009*. Instituto Nacional de Estadística (INE). http://www.ine.es/prodyser/micro_censoag.htm.
- INE (2019). *Número de municipios por provincias, comunidades autónomas e islas*. Instituto Nacional de Estadística (INE). https://www.ine.es/daco/daco42/codmun/cod_num_muni_provincia_ccaa.htm.
- Legendre, P. (1993). Spatial Autocorrelation: Trouble or New Paradigm? *Ecology*, 74: 1659-1673. <http://www.jstor.org/stable/1939924>.
- Márquez, C. (2015). *El control de depredadores en España: análisis histórico, incidencia actual del uso de cebos envenenados y perspectivas de futuro*. Málaga: Universidad de Málaga.
- Márquez, C.; Vargas, J.M.; Villafuerte, R.; Fa, J.E. (2013a). Risk mapping of illegal poisoning of avian and mammalian predators. *J. Wildl. Manage.*, 77: 75-83. doi:10.1002/jwmg.424.
- Márquez, C.; Vargas, J.M.; Villafuerte, R.; Fa, J.E. (2013b). Understanding the propensity of wild predators to illegal poison baiting. *Anim. Conserv.*, 16: 118-129. doi:10.1111/j.1469-1795.2012.00581.x.
- Moral, J.C. del (Ed.) (2009). *El alimoche común en España población reproductora en 2008 y método de censo*. Madrid: SEO/BirdLife. www.seo.org.
- Real, R.; Barbosa, A.M.; Vargas, J.M. (2006). Obtaining environmental favourability functions from logistic regression. *Environ. Ecol. Stat.*, 13: 237-245. doi:10.1007/s10651-005-0003-3.
- Redpath, S.M.; Arroyo, B.E.; Leckie, F.M.; Bacon, P.; Bayfield, N.; Gutiérrez, R.J.; Thirgood, S.J. (2004). Using decision modeling with stakeholders to reduce human-wildlife conflict: A raptor-grouse case study. *Conserv. Biol.*, 18: 350-359. doi:10.1111/j.1523-1739.2004.00421.x.
- Rodríguez, A.; Delibes, M. (2004). Patterns and causes of non-natural mortality in the Iberian lynx during a 40-year period of range contraction. *Biol. Conserv.*, 118: 151-161.
- Sobriño, R.; Acevedo, P.; Escudero, M.A.; Marco, J.; Gortázar, C. (2009). Carnivore population trends in Spanish agrosystems after the reduction in food availability due to rabbit decline by rabbit haemorrhagic disease and improved waste management. *Eur. J. Wildl. Res.*, 55: 161-165.
- Treves, A.; Naughton-Treves, L.; Harper, E.K.; Mladenoff, D.J.; Rose, R.A.; Sickley, T.A.; Wydeven, A.P. (2004). Predicting Human-Carnivore Conflict: A Spatial Model Derived from 25 Years of Data on Wolf Predation on Livestock. *Conserv. Biol.*, 18: 114-125. doi:10.1111/j.1523-1739.2004.00189.x.
- Wald, A. (1943). Tests of statistical hypotheses concerning several parameters when the number of observations is large. *Trans. Am. Math. Soc.*, 54: 426-482. doi:10.1090/S0002-9947-1943-0012401-3.
- Whitfield, D.P.; Fielding, A.H.; Mcleod, D.R.A.; Haworth, P.F. (2004). Modelling the effects of persecution on the population dynamics of golden eagles in Scotland. *Biol. Conserv.*, 119: 319-333. doi:10.1016/j.biocon.2003.11.015.

CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD
XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía
Santander (Cantabria), 22-25 junio de 2020



CARACTERIZACIÓN DE LA COMUNIDAD DE AVES ACUÁTICAS ESTIVAL DE LOS LAGOS VOLCÁNICOS DE ITALIA: IMPLICACIONES PARA SU CONSERVACIÓN

Rafael Ubaldo Gosálvez Rey, Pablo Iniesta Castillo,
Montserrat Morales Pérez y Elena González Cárdenas

Dpto. Geografía y Ordenación del Territorio. UCLM.

rafaelu.gosalvez@uclm.es; iniesta.pablo6@gmail.com; monsemora@hotmail.es;

lena.gonzalez@uclm.es

RESUMEN

Se aborda el análisis de las comunidades de aves acuáticas de los lagos volcánicos de Italia en el periodo estival. Los datos proceden de conteos de aves acuáticas y de análisis hidroquímicos realizados en el mes de julio de 2014 y de otras variables ambientales obtenidas en gabinete y bibliografía. El análisis consta de dos partes: la clasificación jerárquica de los lagos en función de la riqueza de especies y el análisis de los factores causales que explican la distribución de los parámetros descriptivos de la comunidad de aves acuáticas, aplicando para ello un análisis de correlación (Rho de Spearman).

En los trabajos de campo se han observado 2.256 individuos pertenecientes a 25 especies. En dos lagos, Piccolo di Monticchio y Lucrino, no se ha observado ninguna especie. La clasificación jerárquica permite distinguir tres grupos de lagos en función de la riqueza específica. La superficie y el perímetro del lago, el pH y la presión urbana y turística son las variables que se relacionan significativamente con la presencia de aves acuáticas.

Palabras clave: Italia, lagos volcánicos, ornitocenosis, presión turística y urbana.

ABSTRACT

The analysis of the water bird communities of the volcanic lakes of Italy in the summer period is addressed. The data comes from water bird counts and hydrochemical analyzes performed in July 2014 and other environmental variables obtained in the laboratory and bibliography. The analysis consists of two parts: the hierarchical classification of the lakes according to the species richness and the analysis of the causal factors that explain the distribution of the descriptive parameters of the waterfowl community, applying a correlation analysis (Rho of Spearman).

In the field work 2,256 individuals belonging to 25 species have been observed. In two lakes, Piccolo di Monticchio and Lucrino, no species has been observed. The hierarchical classification allows to distinguish three groups of lakes according to specific richness. The surface and perimeter of the lake, the pH and the urban and tourist pressure are the variables that are significantly related to the presence of waterfowl. The surface and perimeter of the lake, the pH and the presence of intensive tourist activity are the variables that are related to the presence of water birds, constituting the management of these environmental factors the key to the waterfowl conservation.

Keywords: Italy, volcanic lakes, waterfowl, urban and tourist impact.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Gosálvez Rey, R.U.; Iniesta Castillo, P.; Morales Pérez, M.; González Cárdenas, E. (2020). Caracterización de la comunidad de aves acuáticas estival de los lagos volcánicos de Italia: implicaciones para su conservación. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 275-283.

1. INTRODUCCIÓN

Los lagos y humedales de origen volcánico son una singularidad en el ámbito de la Europa continental estando presentes en España, Francia, Alemania, Italia, Hungría y Rumanía (Gosálvez *et al.*, 2019). Su conocimiento desde el punto de vista geomorfológico es amplio, pero no tanto en relación con los aspectos biogeográficos. En muchos de estos lagos hay una intensa actividad turística, especialmente en el periodo estival, con evidencias de que puede estar afectando a la conservación de la biodiversidad, tal y como sucede en Italia (Mastronardi *et al.*, 2010; Azzella, 2012).

En esta contribución nos centramos en el estudio de los lagos y humedales volcánicos de Italia, quince enclaves lacustres distribuidos por las regiones de Lazio, Campania y la Basilicata. La mayoría de ellos son de aguas permanentes y dulces, con pH básicos y superando los 10 m de profundidad, siendo el lago Albano, con 170 m, el más profundo (Azzella, 2012). Estas características morfométricas e hidroquímicas los diferencia claramente de los humedales volcánicos españoles, menos profundos, de aguas temporales y con mayor conductividad, y los aproxima más al resto de lagos volcánicos centroeuropeos.

Otro elemento que los diferencia es la presión urbanística y el uso turístico que se hace de ellos, pues muchos de los lagos italianos en el periodo estival son utilizados con fines recreativos intensivos, contando con playas e infraestructuras hosteleras en sus orillas, al tiempo que son utilizados para la navegación con diversos tipos de embarcaciones, algo que contrasta por ejemplo con el uso de las lagunas volcánicas españolas donde este tipo de usos no se dan.

El trabajo tiene como objetivo analizar la composición de las comunidades de aves acuáticas asociadas a estos lagos en el periodo estival y entender que parámetros ambientales explican la distribución de este grupo faunístico.

2. ÁREA DE ESTUDIO

Los lagos volcánicos se extienden por tres regiones administrativas de la Italia peninsular: Lazio, Campania y Basilicata. Son 15 lagos volcánicos (Figura 1) cuya génesis responde a dos tipos geomorfológicos principales: cráteres freatomagmáticos, los de menor tamaño, y calderas volcánicas de colapso, los lagos más grandes. La mayoría presentan una profundidad superior a los 10 m. En todos estos lagos la naturaleza del sustrato geológico influye en la química de las aguas, indicando Buraschi *et al.* (2005) que los altos valores de conductividad y de alcalinidad de sus aguas están relacionados con las características de las rocas volcánicas, de tipo alcalino, y concluye que las condiciones hidroquímicas de estos lagos volcánicos son comparables a las de los lagos de origen kárstico. Hay que destacar en el caso de los lagos Albano y de Monticchio la existencia de importantes emanaciones difusa de CO₂ (Caracausi *et al.*, 2009; Ellwood *et al.*, 2009).

La tabla 1 resume las principales características ambientales de estos lagos. Siete son de aguas dulces, presentando valores de conductividad por debajo de 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 25°C, mientras que el resto los supera, destacando los valores por encima de los 40.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 25°C de los lagos Lucrino, Miseno y Fusaro, de aguas por lo tanto claramente salinas. Los lagos más profundos son monomícticos con tendencia meromíctica (Margaritora, 1992), caracterizados por una alta transparencia y presentando varios cinturones de vegetación que se suceden desde la costa hasta la máxima profundidad de crecimiento de las plantas (Hutchinson, 1975). Los lagos volcánicos más grandes, con una superficie superior a 0,5 km², se caracterizan por el desarrollo de tres bandas de vegetación en las que dominan taxones de la familia *Characeae*, mientras que en los lagos más pequeños son las plantas vasculares las que adquieren una mayor

representación (Azzella, 2012). El aumento de la riqueza en plantas vasculares y, en particular, las poblaciones de *Ceratophyllum demersum* en los lagos más profundos está relacionada con el aumento de la carga trófica por los vertidos de aguas residuales (Azzella, 2012). Los cinturones de *Helophyte* e *Hydrophyte* con hojas flotantes se han reducido con la creciente urbanización de las orillas y con el uso de estas para el turismo y el pastoreo.

Figura 1. Localización de los lagos volcánicos italianos

Fuente: elaboración propia con la base cartográfica de Google Maps.



1. Mezzano; 2. Bolsena; 3. Vico; 4. Monterosi; 5. Bracciano; 6. Martignano; 7. Albano; 8. Nemi; 9. Patria; 10. Fusaro; 11. Mesino; 12. Lucrino; 13. Averno; 14. Grande de Monticchio; 15. Piccolo de Monticchio.

La presencia e influencia del hombre se remonta al menos al neolítico (Lowe *et al.*, 1996; Sadori *et al.*, 2004), generando importantes alteraciones en los lagos estudiados como la apertura de canales de drenaje para controlar inundaciones (lagos Albano, Nemi y Mezzano), la sobreexplotación de sus aguas y la pérdida de calidad de las mismas por vertidos de aguas residuales (Stella *et al.*, 1978; Mosello *et al.*, 2004). Otro factor de tensión ambiental es la elevada presión urbana y/o turística a lo largo de las orillas que soportan algunos de estos lagos (Bracciano, Bolsena y Albano, por ejemplo), con asentamientos urbanos y playas destinadas al baño y el uso de embarcaciones en verano (Azzella, 2012). La influencia de esta presión humana afecta a la vegetación y a la fauna, determinándose por Azzella (2012) una relación negativa entre el grado de urbanización y la cobertura de macrófitos.

En la actualidad, todos los lagos, excepto el de Vico, están incluidos en la red Natura 2000 de la Unión Europea, la mayoría de ellos como zonas especiales de conservación, debiendo indicar que ninguno está incluido en la red de humedales Ramsar, ni tampoco en las redes de reservas de la biosfera y geoparques de la UNESCO.

Tabla 1. Variables ambientales que caracterizan los lagos volcánicos italianos

Fuente: elaboración propia a partir de Azzella (2012) y datos propios.

	MEZZANO	BOLSENA	VICO	MONTEROSI	BRACCIANO	MARTIGNANO	ALBANO	NEMI	PATRIA	AVERNO	LUCRINO	FUSARO	MISENO	G. MONTICCHIO	P. MONTICCHIO
Superficie cubeta (km ²)	0.5	114.5	12.1	0.28	57.5	2.5	6	1.7	2.32	0.55	0.07	1	0.47	0.4	0.2
Perímetro costa (km)	2.5	9.2	16.8	1.9	30	5.7	2.8	5.2	7.24	2.73	1.36	4.05	2.78	2.43	1.4
Profundidad cubeta (m)	31	146	50	6	160	54	170	34	0.85	1.2	5	6	0.5	35	38
Cuenca de drenaje (km ²)	1.2	273	42	0.6	149	6.2	9.7	10.5	1.24	1.24	0.85	2.81	2.81	4	1.3
Latitud (°)	42.6115	42.5916	42.3205	42.2062	42.121	42.1129	41.7489	41.7133	40.9361	40.8388	40.8292	40.8231	40.793	40.9312	40.9329
Longitud (°)	11.7654	11.8571	12.1571	12.2969	12.1602	12.3058	12.6517	12.6939	14.0236	14.072	14.0779	14.0464	14.0683	15.6008	15.6108
Conductividad	199	512	512	400	528	402	431	303	17900	1400	43700	56500	58700	410	358
pH	9	9.2	9.3	9.2	9.5	9.3	9.2	9.3	8.9	9.8	8	8.6	8.7	8.9	8.9
Temperatura agua (°C)	26.4	25.6	27.4	28	28.8	27.4	28	28	32	30.5	28.9	29.7	28.7	27	26.1
Turismo/Urbanización (%)	28	43.4	17.8	2.1	21	17.5	75	15.3	18	25.6	66	40.5	40	0	25.7
Abundancia (nº indiv.)	100	s.d.	s.d.	23	s.d.	52	111	81	1251	174	0	415	3	16	0
Riqueza (nº sp)	6	9	5	7	8	5	3	4	14	6	0	6	1	6	0
Diversidad (bits/indiv.)	1.5	s.d.	s.d.	2.19	s.d.	1.68	0.51	1.51	1.35	1.84	0	1.48	0.15	2.28	0

3. OBTENCIÓN DE DATOS Y ANÁLISIS

Los datos a analizar proceden de conteos de aves acuáticas y de mediciones hidroquímicas realizadas en el mes de julio de 2014 por los propios autores y de variables ambientales obtenidas en gabinete y bibliografía, especialmente la información proporcionada por Azzella (2012). Los conteos de aves acuáticas se han realizado con telescopio, resumiéndose los resultados de la comunidad de aves en tres parámetros clásicos (riqueza, abundancia y diversidad). Hay que indicar que en los lagos más grandes solo se ha determinado la riqueza de especies, pues la metodología de censo adoptada, los medios y el tiempo disponibles no permitieron la cuantificación del número de individuos para cada especie.

En campo y gabinete se han seleccionado diez variables que nos proporcionan información ambiental sobre estos lagos. Cuatro variables están relacionadas con la morfometría de las cuencas de drenaje y las cubetas lagunares (Superficie, perímetro y profundidad de la cubeta y la superficie de la cuenca de drenaje), dos son climáticas (latitud y longitud), tres hidroquímicas (conductividad, pH y temperatura del agua) y, por último, se ha incluido una variable que intenta medir la presión antrópica en las orillas de la cubeta, el % de orillas cubiertas por urbanizaciones y/o playas.

El análisis biogeográfico realizado consta de dos partes. En primer lugar, se aborda un análisis de clasificación de los lagos en función de la riqueza de especies, lo que permite poner de manifiesto las afinidades bióticas de los lagos volcánicos italianos, permitiendo delimitar grupos en función de la combinación de especies que coexisten y difieren entre ellos, lo que permite desentrañar la lógica subyacente en un conjunto de distribuciones de seres vivos (Real *et al.*, 2002). Este primer análisis se ha abordado mediante una clasificación aglomerativa jerárquica (clúster) a partir del método de Ward, aplicado a una matriz de la distancia euclídea al cuadrado de la presencia-ausencia de las especies de aves en cada lago. En segundo lugar, se ha procedido a investigar los factores causales de la distribución de los parámetros descriptivos de la comunidad de aves acuáticas (riqueza, abundancia y diversidad) en los lagos, procediéndose mediante un análisis de correlación de la Rho de Spearman (r_s) para las diez variables mencionadas con anterioridad, comprobándose su significatividad por medio de una prueba de contraste, la *t* de *student*, mediante la cual se trata de probar la hipótesis de que el coeficiente de correlación sea nulo ($r_s=0$), es decir, que no exista relación alguna entre las variables cuyo coeficiente de correlación se está calculando. En función de esta prueba de contraste, solo se han tenido en cuenta aquellas relaciones que presentaron una probabilidad $p < 0,05$. Los datos han sido analizados con SPSS, bajo licencia oficial de la UCLM.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En total se han observado 2.256 individuos pertenecientes a 25 especies de aves acuáticas, dominando los larolimícolas con 8 especies y los anseriformes con otras 7 especies (Tabla 2). Los taxones más ampliamente distribuidos son el somormujo lavanco, el ánade azulón, la focha común, la gaviota patiamarilla y la gaviota reidora. En cuanto al número de individuos, destacan la focha común (1085 individuos), la gaviota patiamarilla (438), la gaviota reidora (142) y el charrán patinegro (138 individuos).

Tabla 2. Resultados de los censos de aves acuáticas en los lagos volcánicos italianos (julio 2004)
 Fuente: elaboración propia.

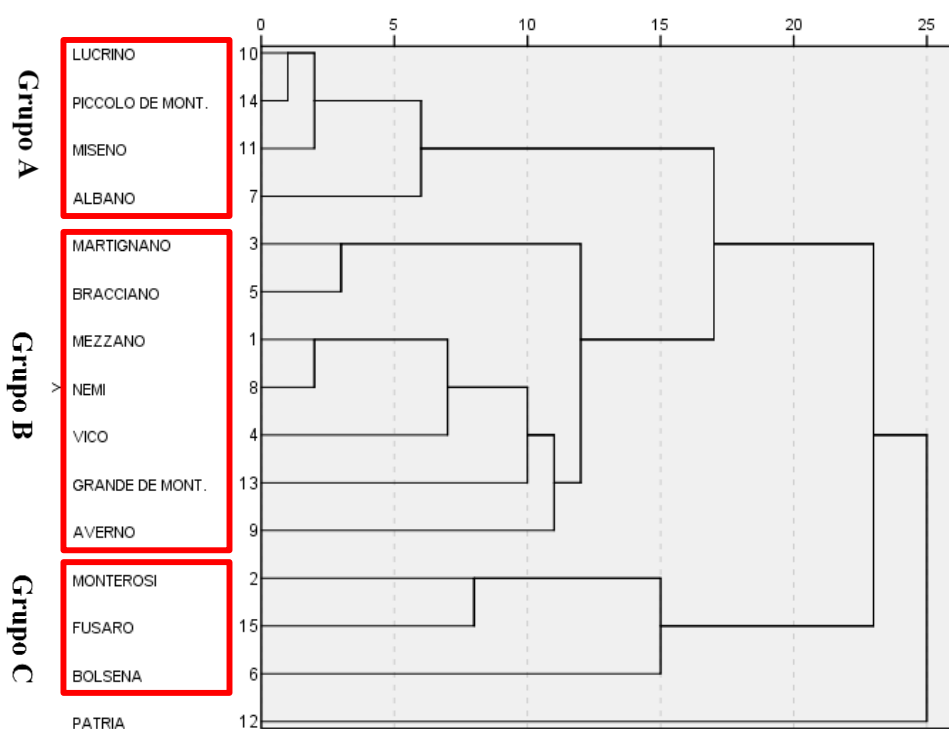
	MEZZANO	BOLSENA	VICO	MONTEROSI	BRACCIANO	MARTIGNANO	ALBANO	NEMI	PATRIA	AVERNO	LUCRINO	FUSARO	MISENO	G. MONTICCHIO	P. MONTICCHIO
Anade azulón	10						10	13	54					2	
Anade friso		P	P						4						
Andarrios bastardo									1						
Andarrios chico		P		1								5			
Barrada canadiense		P							15						
Cerceta común									4			138			
Charán patinegro									4						
Cigüeñuela común							1							1	
Cisne vulgar									2						
Comoran grande			P						979	80				6	
Focha común	6	P						14	20					4	
Gallineta común	2	P		2					2			8			
Garceta común	76			1											
Gardilla bueyera										1					
Gardilla canigrejera				5								1		1	
Garza real															
Gaviota cabecinegra										32					
Gaviota patiamarilla	2	P	P	2		2	100	50	2	47		232	3		
Gaviota reidora		P	P			17			94			31			
Pato colorado															
Porrón europeo						26			7						
Somormujo lavanco	14		P	11		6		4	31	13				2	
Zampullín chico				1					36	1					
Zampullín cuellinegro						1									
Zarapito real		P													
Abundancia	110	s.d.	s.d.	23		52	111	81	1251	174	0	415	3	16	0
Riqueza	6	9	5	7	8	5	3	4	14	6	0	6	1	6	0
Diversidad	1.5	s.d.	s.d.	2.19	s.d.	1.68	0.51	1.51	1.35	1.84	0	1.48	0.15	2.28	0

El lago di Patria y el lago de Bolsena son los que presentan una mayor riqueza específica, 14 y 9 especies respectivamente; mientras que por número de individuos (abundancia) destacan de nuevo el lago di Patria (1.254 aves) y el de Fusaro (415 aves). En cuanto a la diversidad, los valores varían entre 0,15 (lago de Miseno) y 2,28 bits/individ. (lago grande de Monticchio), superando el valor de 2 bits/individ. solo este lago y el de Monterosi. En dos lagos, Piccolo di Monticchio y Lucrino, las actividades recreativas y turísticas puede estar detrás de la ausencia de cualquier especie de ave acuática en ellos.

En función de la riqueza de especies, se pueden distinguir tres grupos de lagos, a los que se suma un lago que se nos presenta solo y con características muy diferentes al resto de lagos, el lago di Patria (Figura 2).

Figura 2. Dendrograma de clasificación jerárquica aglomerativo de los lagos volcánicos italianos en función de la matriz de presencia-ausencia de la riqueza de especies

Fuente: elaboración propia.



El grupo A incluye a lagos que se caracterizan por la ausencia de especies o por la presencia de muy pocas, tratándose de los lagos Lucrino, Miseno, Albano y Piccolo de Monticchio, enclaves que tienen en común una elevada presión urbana y turística en sus orillas. El grupo B engloba a la mitad de los lagos estudiados, caracterizándose por albergar entre 4 y 6 especies, compartiendo en común el somormujo lavanco y la focha común, dos especies propias de aguas con una cierta profundidad, y el ánade azulón y la gaviota patiamarilla, dos taxones generalistas. El grupo C engloba a tres lagos, Fusaro, Bolsena y Monterosi, presentando valores de riqueza de entre 6 y 9 taxones, y compartiendo tres especies, la garceta común, el andarríos chico y la gaviota patiamarilla. Por último, el lago di Patria es el lago que presenta una mayor riqueza, con 14 taxones específicos, de ahí su no inclusión en ninguno de los grupos definidos con anterioridad.

En cuanto a los factores causales que explican la tendencia geográfica de la riqueza específica, la abundancia y la diversidad, los resultados de los análisis de correlaciones de la Rho de Spearman se muestran en la tabla 3.

Tabla 3. Resultados del Coeficiente de correlación *Rho* de Spearman entre los parámetros descriptivos de la comunidad de aves acuáticas y las variables ambientales consideradas de los lagos volcánicos italianos

Fuente: elaboración propia.

Variables ambientales	Abundancia	Riqueza	Diversidad
S (SUPERFICIE CUBETA)	0,75**	0,45	0,16
P (PERÍMETRO CUBETA)	-0,13	0,02	0,13
CD (ÁREA DE LA CUENCA DE DRENAJE)	0,27	0,28	0,05
PC (PERÍMETRO DE COSTA CUBETA)	0,70*	0,47	0,14
LAT (LATITUD)	0,16	0,42	0,36
LON (LONGITUD)	-0,42	-0,48	-0,31
COND (CONDUCTIVIDAD)	0,12	0,06	-0,34
PH	0,31	0,28	0,59*
TA (TEMPERATURA AGUA)	0,52	0,13	-0,1
T/U (PRESIÓN URBANA Y TURÍSTICA)	0,06	-0,28	-0,77**

Se marca la significación estadística (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$).

De las 30 posibles interacciones entre los parámetros descriptivos de la comunidad y las 10 variables tenidas en cuenta, solo 4 presentan relaciones significativas. Se trata de la superficie y del perímetro del lago en relación con la abundancia, siendo en ambos casos relaciones directas, lo que significa que a mayor tamaño del lago ($r_s = 0,75$; $p < 0,01$) y a mayor perímetro de costa ($r_s = 0,70$; $p < 0,05$) la capacidad de albergar individuos aumenta. En lo que respecta a la diversidad, dos variables, el pH y la presión urbanística y turística son las que presentan una mayor significancia, siendo en el primer caso la relación directa ($r_s = 0,59$; $p < 0,05$) y en el segundo inversa ($r_s = -0,77$; $p < 0,01$). En consecuencia, la diversidad aumenta conforme aumentan los valores de pH, hecho que puede explicarse porque el pH es un indicador de la actividad vital de los microorganismos acuáticos, sustento alimenticio de muchas especies, y disminuye muy significativamente cuando aumenta el porcentaje de orillas destinadas a la actividad urbana y turística. En este sentido, la fecha elegida para el censo pone de relieve mejor que en ninguna época del año la influencia negativa de la actividad turística de sol y playa y el uso intensivo de todo tipo de embarcaciones recreativas y deportivas en la lámina de agua, afectando negativamente a la diversidad. Por último, hay que indicar que llama la atención la inexistencia de relaciones significativas entre la riqueza de especies y las variables ambientales tenidas en cuenta en los análisis.

5. CONCLUSIONES

Tres grupos de lagos se han identificado en función del número de especies de aves que se asientan en ellos, lo que permite a los gestores ambientales distribuir de manera más eficiente los escasos recursos económicos y humanos de que disponen las administraciones con responsabilidad en la materia.

La superficie y el perímetro del lago, el pH y la presión urbana y turística intensiva son las variables que se relacionan significativamente con los parámetros descriptivos de la comunidad de aves acuáticas, constituyendo estos factores ambientales la clave para la conservación de las aves acuáticas de los lagos volcánicos italianos en el periodo estival. Ha quedado demostrada la existencia de importantes afecciones de las actividades turísticas y recreativas que se desarrollan en las orillas y en la propia lámina de agua sobre la comunidad de aves, al igual que otros autores lo han demostrado para los macrófitos (Azzella, 2012), lo que debería llevar a las autoridades competentes a plantear una regulación de estas actividades con el objeto de minimizar su impacto en la biodiversidad de los lagos.

Agradecimientos

La estancia de investigación en Italia fue posible gracias a una beca CYTEMA-Puente de la convocatoria de 2014 en el marco del Campus de Excelencia Internacional de la Universidad de Castilla-La Mancha. Esta estancia no hubiera sido posible sin la invitación formal realizada por el profesor Dr. Francesco Stoppa, del Departamento de Ciencias Psicológicas, Salud y Territorio de la Universidad de Chieti-Pescara “Gabriele d’Annunzio”.

REFERENCIAS

- Azzella, M.M. (2012). *Flora, vegetazione e indicatori macrofitici dei laghi vulcanici d'Italia*. Roma: SAPIENZA, Università di Roma Scuola di Dottorato XXIV, Ciclo Scienze Ecologiche.
- Buraschi, E.; Salerno, F.; Monguzzi, C.; Barbiero, G.; Tartari, G. (2005). Characterization of the Italian lake-types and identification of their reference sites using anthropogenic pressure factors. *Journal of Limnology*, 64(1): 75-84.
- Caracausi, A.; Nuccio, P.M.; Favara, R.; Nicolosi, M.; Paternoster, M. (2009). Gas hazard assessment at the Monticchio crater lakes of Mt. Vulture, a volcano in Southern Italy. *Terra Nova*, 21(2): 83-87.
- Ellwood, N.T.W.; Albertano, P.; Galvez, R.; Funiciello, R.; Mosello, R. (2009). Water chemistry and trophic evaluation of Lake Albano (Central Italy): a four year water monitoring study. *Journal of Limnology*, 68(2): 288-303.
- Gosálvez, R.U.; Morales, M.; Florín, M.; González, M.E. (2018). Campo de Calatrava, the largest number of maar lakes in continental Europe. En: Bolós, X.; Martí, J. (Eds.). *7th International Maar Conference*. Girona: Fundació d'Estudis Superiors d'Olot: 204-205 (Abstracts Volume).
- Hutchinson, G. (1975). *A Treatise on Limnology: Limnological Botany*. New York: Wiley (Vol. 3).
- Lowe, J.J.; Accorsi, C.A.; Bandini Mazzanti, M.; Bishop, A.; van der Kaars, S.; Forlani, L.; Mercuri, A.M.; Rivalenti, C.; Torri, P.; Watson, C. (1996). Pollen stratigraphy of sediment sequences from lakes Albano and Nemi (near Rome) and from the central Adriatic, spanning the interval from oxygen isotope Stage 2 to the present day. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, 55: 71-98.
- Margaritora, F.G. (1992). Limnology in Latium: the volcanic lakes. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, 50: 319-336.
- Mastronardi, D.; Balestrieri, R.; De Rosa, D.; Esse, E.; Giannotti, M.; Piciocchi, S. (2010). Avifauna dei laghi flegrei: averno, lucrino e fusaro. *U.D.I.*, XXXV (1-2): 7-20.
- Real, R.; Olivero, J.; Márquez, A.L.; Guerrero, J.C.; Vargas, J.M.; Hidalgo, R. (2002). Método de análisis de distribuciones geográficas de especies desde un enfoque continuo o discreto. En: Panadera, J.M.; Pintó, J. (Eds.). *Temas en biogeografía*. Terrassa: Aster: 495-503.
- Sadori, L.; Giraudi, C.; Petitti, P.; Ramrath, A. (2004). Human impact at Lago di Mezzano (central Italy) during the Bronze Age: a multidisciplinary approach. *Quaternary International*, 113(1): 5-17.

CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD
XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía
Santander (Cantabria), 22-25 junio de 2020



DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DEL QUEBRANTAHUESOS EN EUSKAL HERRIA. DETERMINACIÓN DE LA IDONEIDAD DEL TERRITORIO

Mikel Jauregi y Pedro José Lozano

Universidad del País Vasco / Euskal-Herriko Unibertsitatea.

mjauregi002@ikasle.ehu.eus; Pedrojose.lozano@ikasle.ehu.eus

RESUMEN

El quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus* Storr, 1784) pertenece al grupo de las aves de presa, familia *Accipitridae*. Su dieta especializada, junto a las características de su biología, ecología y etología, hace de este carroñero uno de los más escasos, en la Península Ibérica y a escala mundial. Aunque potencialmente ocupaba una gran cantidad de espacios montanos de Europa, África y Asia, hoy sólo aparece asociado a una serie de cordilleras muy concretas. Su dinámica poblacional ha ido reduciéndose considerablemente, sin embargo, el núcleo que habita el Pirineo ha visto incrementados sus efectivos en estos últimos 20 años. El territorio de Euskal-Herria (EH) muestra una clara potencialidad conectora al ser estratégico para la recolonización y conexión de poblaciones de esta especie de territorios más occidentales. El objetivo fundamental del presente trabajo es analizar cuáles son las posibilidades de EH para servir, no sólo como lugar de asentamiento de la especie, sino como conector para unir las poblaciones del Pirineo con las incipientes de la Cantábrica. A través de un complejo pero muy contrastado proceso metodológico derivado del análisis de diversas variables cartográficas, se estima el grado de potencialidad que muestra este territorio para el asentamiento y/o mantenimiento de la especie. Los resultados son claros, variables como los nidos históricos, la cantidad de recursos ganaderos o la prevalencia del paisaje agrario tradicional son clave en este proceso de mantenimiento y propagación del taxón.

Palabras clave: *Gypaetus barbatus*, ganadería, paisaje agrario, SIG, Euskal-Herria.

ABSTRACT

The lammergeyer (*Gypaetus barbatus* Storr, 1784) belongs to the group of birds of prey, family *Accipitridae*. Its specialized diet, together with the characteristics of its biology, ecology and ethology, makes this scavenger one of the scarcest, in the Iberian Peninsula and on a global scale. Although potentially occupied a large number of mountain spaces in Europe, Africa and Asia, today it is only associated with a number of very specific mountain ranges. Its population dynamics have been significantly reduced, however, the nucleus that inhabits the Pyrenees has increased its forces in the last 20 years. The territory of Euskal-Herria (EH) shows a clear connector potential in being strategic for the recolonization and connection of populations of this species of more western territories. The fundamental objective of this work is to analyze the possibilities of HD to serve, not only as a place of settlement of the species, but as a connector to unite the populations of the Pyrenees with the incipients of the Cantabrian. Through a complex but highly proven methodological process derived from the analysis of various cartographic variables, it is estimated the degree of potential that this territory shows for the settlement and / or maintenance of the species. The results are clear, variables such as historical nests, the amount of livestock resources or the prevalence of the traditional agricultural landscape are key in this process of maintenance and propagation of the taxon.

Keywords: *Gypaetus barbatus*, livestock, agricultural landscape, GIS, Euskal-Herria.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Jauregi, M.; Lozano, P.J. (2020). Distribución potencial del quebrantahuesos en Euskal Herria. Determinación de la idoneidad del territorio. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 285-296.

1. INTRODUCCIÓN

El quebrantahuesos muestra entre 2,75 y 3 m de envergadura alar y una especialización alimentaria mayoritariamente osteófaga. Habita en zonas de montaña donde tiene asegurada la presencia de cortados y rompederos o afloramientos rocosos y canchales. En los primeros localiza sus nidos y en segundos es donde rompe los huesos para acceder al nutritivo tuétano. También puede ingerir carroña y carne. Hasta el 75% de su dieta se basa en la ingesta de huesos mientras que el restante 25% supone carne de carroña (Margalida *et al.*, 1997; Longares, 2011), siendo las especies: *Ovis musimon*, *Capra pyrenaica* Subsp. *Hispanica*, *Rupicapra rupicapra*, *Sus scrofa*, *Capreolus Capreolus* o *Cervus elaphus* las que más aprovecha. No obstante, hoy en día sus fuentes alimentarias principales se basan en los muladares y depósitos de ganado doméstico.

Además de los cortados y afloramientos rocosos la especie también necesita espacios abiertos de pastizales y praderas puesto que allí encuentra sus recursos alimenticios. Las áreas de campeo pueden ser de varios cientos de kilómetros cuadrados puesto que necesita recorrer grandes distancias para localizar las carroñas que necesita.

El taxón contaba con un área de distribución ciertamente notable puesto que se podía encontrar en las sierras meridionales de todo el Paleártico, así como en los sistemas montañosos del centro y sur de la provincia etiópica (Hiraldo *et al.*, 1979). Hoy en día habría que diferenciar dos subespecies: por una parte, *Gypaetus barabatus barbatus* presente en Eurasia y el norte de África y, por otra, *Gypaetus barbatus meridionalis* distribuido tanto por el sur como por el este de África (Brown, 1991, Longares, 2011).

En los últimos treinta años, ha pasado de contar con dinámicas poblacionales negativas y situarse en total declive, a comenzar a remontar y, hoy por hoy, contar con crecimientos demográficos esperanzadores en cadenas como los Pirineos o los Alpes (López-Sañudo *et al.*, 2001 y López-López *et al.*, 2015). También comienza a colonizar macizos en los que existía a principios y mediados del siglo pasado, pero de los que había desaparecido. Es el caso de sistemas montañosos como la Cantábrica y Cazorla, en España. Sin embargo, la única población con visos de permanecer y perdurar sería la pirenaica que cuenta con alrededor de 125 parejas reproductoras y supera el umbral crítico para su desaparición (Heredia, 2005). La región denominada EH o el sector más occidental de los Pirineos, que engloba las Comunidades Autónomas de Navarra (CFN) y el País Vasco (CAPV) junto al País Vasco-francés (PVF), se caracteriza por contar con muy pocos núcleos o parejas productivas (10-12) (Gobierno de Navarra, 2018) pero, por otra parte, atesora una gran cantidad de citas de nidos y zonas de distribución histórica de la especie que, además, muestra una gran potencialidad como área en la que albergar nuevas parejas y, por tanto, nuevos núcleos de cría. Por otra parte, esta ubicación es absolutamente estratégica para posibilitar el paso y la conectividad de la especie hacia otras cordilleras donde existía en el siglo anterior.

Pero estos factores de distribución y localización también se encuentran condicionados por otra serie de variables, en este caso de origen antrópico. La especie huye de sectores urbanos o con densidad de infraestructuras como grandes carreteras, trazados ferroviarios o aeropuertos. A la reducción de la cabaña ganadera experimentada en la región de los Pirineos occidentales y sufrida durante los años 60 y 70 del pasado siglo, habría que añadir la utilización de venenos para la erradicación de alimañas, que hizo que muchos quebrantahuesos se intoxicaran y murieran. Hoy en día, aunque los casos de utilización de estricnina y otros venenos han disminuido, también son abundantes las muertes por caza o disparos sobre los ejemplares de quebrantahuesos, así como las defunciones por choque o electrocución con infraestructuras de carácter eléctrico (Heredia, 2000). En la actualidad a estas fuentes de muertes no naturales

habría que sumar la existencia de defunciones por choques contra los aerogeneradores (Sebastián *et al.*, 2018).

2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

Visto que el que el núcleo poblacional de Pirineos se está recuperando y muestra una gran efervescencia en cuanto a la dispersión de jóvenes quebrantahuesos hacia cordilleras como la Ibérica o la Cantábrica, el territorio de los Pirineos occidentales será clave por poder asentar a parte de esas poblaciones en dispersión y por suponer un verdadero *stepping stone* en los movimientos dispersivos y conectivos entre el Pirineo y el resto de territorios serranos ya mencionados.

El objetivo principal de este trabajo es hacer un análisis exhaustivo de cuáles son los factores principales que concurrirían en este proceso de recolonización, así como las posibilidades potenciales que habría con respecto a este territorio.

3. METODOLOGÍA

Tal y como se ha referenciado, la primera cuestión a dilucidar es cuales son las variables o características fundamentales que condicionan la presencia o no de la especie. Para la elección de las mismas se ha realizado un barrido bibliográfico de todos los artículos científicos publicados en inglés, español y francés hasta junio de 2019. Para ello se ha recurrido a la Web of Science (WOS) y a Scopus. Se ha utilizado también Google Académico para ampliar la cobertura.

En cuanto a las publicaciones sobre geografía y/o ecología de los animales, la búsqueda se ha perfeccionado insertando “lammergeyer” en los buscadores web de distintas revistas científicas internacionales de geografía, biología y ecología.

Debido a que la existencia de artículos sobre la especie no es muy abundante, también se establecieron entrevistas con dos personas muy relevantes en el ámbito de la distribución del quebrantahuesos dentro del Pirineo. Por una parte, Gerardo Bágena, presidente de la Fundación Quebrantahuesos y uno de los autores del artículo Sanchez-Castilla *et al.* (2006) y Luis Alberto Longares, doctor en Geografía, especialista en biogeografía, experto en el taxón y autor de monografías y artículos científicos como: Sanchez-Castilla *et al.* (2006 y 2008). Por otra parte, también se entrevistó a Mikel Gurrutxaga como experto en ecología del Paisaje y conectividad ecológica.

Como consecuencia del análisis bibliográfico y de las entrevistas mantenidas, a continuación se adjuntan las variables que se configuran como relevantes para modelizar el hábitat del quebrantahuesos y, por tanto, evaluar la posibilidad de que nuevas poblaciones o núcleos de cría se establezcan de forma permanente en este territorio o, en su defecto, puedan ser utilizados como puntos para el establecimiento de una conectividad entre la población del Pirineo y otras. En relación al hábitat: F1. Disponibilidad de cortados y taludes rocosos; F2. Cobertura espacial/ usos del suelo; F3. Carácter serrano del territorio. En relación a la alimentación: F4. Densidad de la cabaña ganadera. En relación a las amenazas: F5. Presión antrópica/densidad de población humana; F6. Existencia de parques eólicos y aerogeneradores. En relación a su carácter filopátrico: F7. Existencia de otros quebrantahuesos o citas históricas de nidos o parejas.

Los factores F2, F3, F4, F5 y F7 serán valorados según la influencia positiva o negativa que muestran con respecto a la presencia del taxón. Los factores F1 y F6 son tomados como factores

limitantes de manera que darán lugar a un código binario de 0 y 1. En el primer caso ese territorio no podría albergar un núcleo poblacional o reproductivo y el 1 supone lo contrario, es decir, disponibilidad para que el taxón prosperara, existiera o se mantuviera dentro de ese sector. Así quedan constituidos 8 mapas, 7 de los cuales responden a cada uno de los factores mientras que el último lo hace como mapa síntesis, es decir, certificando el grado de disponibilidad que cada tesela del territorio muestra con respecto a la potencialidad de albergar al quebrantahuesos.

En lo que respecta a las valoraciones parciales para cada uno de los factores no limitantes, se han dado los siguientes valores dependiendo de lo estimado en la literatura científica y las entrevistas con los agentes cualificados.

Tabla 1. Relación de factores y ponderación en puntos del peso de cada uno de ellos y de las categorías existentes. Fuente: elaboración propia.

Factores	Puntuación
F2: Cobertura espacial/uso del suelo	1,2,3,4,5
F3: Carácter serrano del territorio	0,2
F4: Densidad de la cabaña ganadera	1,2,3,4,5
F5: Presión antrópica	1,2,3,4,5
F7: Existencia de otros quebrantahuesos	0,2,3

Como puede observarse en la tabla 1, cada una de las zonas recibirá una determinada puntuación, donde las máximas puntuaciones serán las que determinen una alta probabilidad o potencialidad de albergar a la especie y los valores más bajos responderán a los territorios más desfavorables. Al final, el mapa síntesis recogerá teselas de territorio que se incluyen dentro de una puntuación que puede fluctuar entre los 3 y los 20 puntos. Cuanto más cerca de los 3 puntos, más inadecuado será ese territorio o esa tesela y cuanto más cerca de los 20, mejor.

4. RESULTADOS

4.1. Disponibilidad de cortados y taludes rocosos

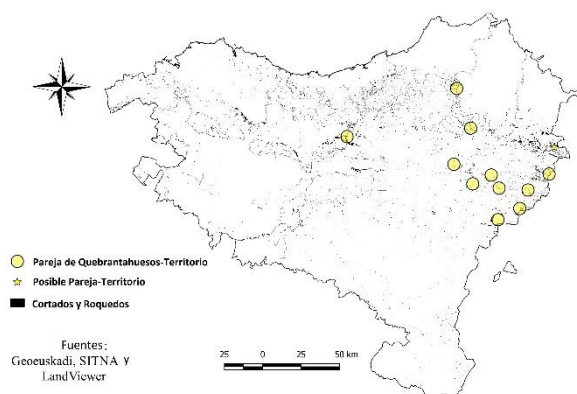
El territorio cuenta con abundantes sectores donde se dan estos dos tipos de morfologías, tanto los cantiles rocosos verticales como los canchales: Pirineos, Prepirineos, Montes Vascos, Sierra de Cantabria, Montes Gorobel, etc. A ello habría que sumar la existencia de importantes cortados asociados a rocas muy competentes que son erosionados por la acción de los ríos, se trata de las hoces donde la especie también encuentra un hábitat muy adecuado: Arbaiun, Lumbier, Holtzarte, Ebro, etc. Con todo, salvo los sectores más planos y poco rocosos como el norte del territorio, las llanadas centrales, la Ribera navarra y La Rioja alavesa, el resto muestra unas condiciones realmente favorables: Cañones del Ebro, Anboto, Sierra de Cantabria, Aizkorri, Ernio, Udalatx, Aralar, Urbasa, Peñas de Aia, Iparla, Arbaiun, Leire, Lumbier, Ugarra, etc.

A través del programa QGIS se han seleccionado no sólo los afloramientos rocosos sino la existencia de pendientes superiores a 80°. El resultado puede comprobarse en el mapa 1.

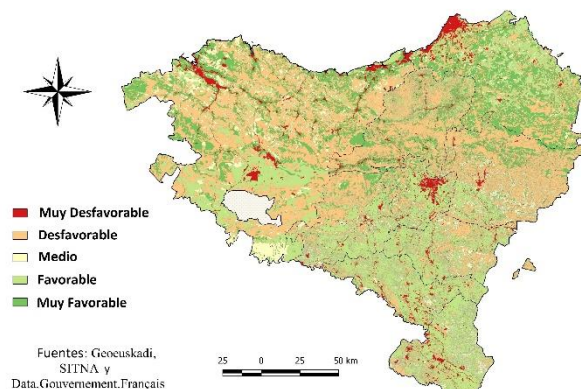
Tal y como puede observarse, la mayor parte de los nidos y territorios ocupados por el quebrantahuesos se distribuye por el este, sin embargo, una gran cantidad del territorio ofrece posibilidades en relación a la primera variable.

Mapas 1 y 2. Zonas rocosas y taludes dentro del Pirineo occidental y grado de idoneidad del territorio teniendo en cuenta los usos del suelo

MAPA DE LOS ROQUEDOS Y TERRITORIOS DEL QUEBRANTAHUESOS EN EUSKAL HERRIA



MAPA DE IDONEIDAD PARA ALBERGAR TERRITORIOS DE QUEBRANTAHUESOS EN EUSKAL HERRIA



4.2. Cobertura espacial / Uso del suelo

En cuanto a la necesidad de espacios abiertos, no arbolados o colonizados por matorrales, sino pastizales, praderas, campos de cultivo, baldíos, etc. se acometió la realización del mapa 2. En el análisis también quedan fuera de las condiciones óptimas las masas de agua y los espacios densamente urbanizados: ciudades, pueblos, grandes infraestructuras, etc.

Para la ejecución de un análisis riguroso hemos confeccionado una matriz de usos que valora la idoneidad de cada uno de los usos del suelo con respecto al óptimo para la especie. Con 1 punto se situarían: suelos urbanizados, grandes infraestructuras, masas de agua, polígonos industriales, suelos destinados a actividades recreativas, infraestructuras energéticas, casas aisladas; con 2: bosques naturales y plantaciones forestales; con 3: matorrales, bosques jóvenes y matorralizados, mosaicos de matorrales y pastos, campos de cultivos irrigados e/o inundados, viñedos, olivares y otros cultivos frutales; con 4: campos de cultivo de secano, zonas con vegetación dispersa, brezales y matorrales bajos; con 5: pastizales, prados, praderas, zonas rocosas, suelos desnudos y eriales. A partir de estos datos se realiza una reclasificación de las distintas categorías en función de la mayor o menor apetencia del quebrantahuesos para éstos y quedan organizadas en 5 categorías, desde las menos adecuadas a las más adecuadas o apetecibles.

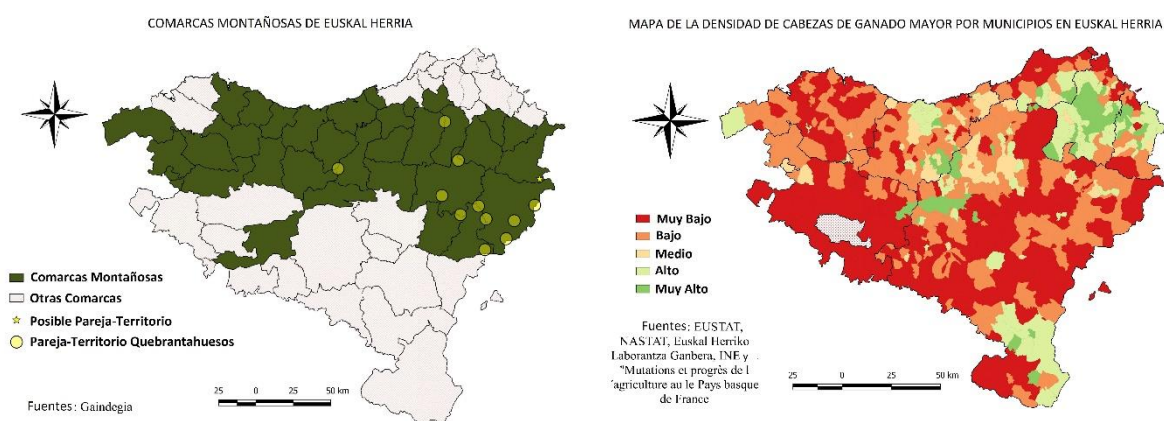
Lo que se observa es que las zonas densamente urbanizadas o intervenidas por el ser humano (Bilbao, Vitoria, Pamplona, y la conurbación Irun-Baiona), los grandes embalses o pantanos (Itoitz, Eugi, Uribarri) y los grandes ejes de comunicaciones (Eje del Ebro, A-10, AP1, A15, A8, A63, A64...) son precisamente los sectores menos apetecibles por la especie. En segundo lugar, se situarían los sectores muy forestados del centro y norte del territorio, fundamentalmente debido a la resistencia o impedancia que muestran con respecto a las necesarias prospecciones del quebrantahuesos para su alimentación. En tercer lugar y, con tonos marrones, se situarían aquellos sectores que no impiden la presencia del taxón, pero tampoco ofrecen unas condiciones excesivamente óptimas. En este caso cabe diferenciar, por una parte, aquellas zonas que fueron deforestadas, sobre todo en los espacios serranos del centro del territorio y, por otra, al sur, todos aquellos sectores de campos de cultivo con regadío, así como las comarcas vitivinícolas u olivareras como La Rioja Alavesa o Tierra Estella. Ya con tonos verdi-amarillos reconoceríamos hábitats relativamente buenos para el quebrantahuesos puesto que se trata de zonas relativamente despejadas, sin gran presencia antrópica o con actividades

humanas no intensivas y que no perjudican los desplazamientos o las prospecciones de la especie. En este caso habría que destacar los campos de cultivo de secano de La Llanada Alavesa, la comarca de Tafalla, gran parte de Tierra Estella, la Ribera de Navarra, etc. Por último, como sectores más adecuados tendríamos zonas serranas con pastos y praderas donde se sigue practicando una ganadería secular extensiva. Se trata de prados subalpinos y montanos de todo el territorio, desde el norte a las sierras del sur (Sierra de Cantabria) y desde el este (Pirineos), hasta el oeste (Encartaciones, Arkamo-Gibijo, Valderejo, etc.). Es destacable la gran cantidad de estos sectores que se pueden encontrar al norte, en la vertiente cantábrica del territorio.

4.3. Carácter montaraz o serrano del territorio

El último factor ligado a las variables propias del hábitat del quebrantahuesos se refiere a la existencia o no de territorios serranos. En todos los casos los territorios ocupados por el quebrantahuesos se localizan en zonas serranas o de montaña donde puede encontrar cortados, zonas despejadas, poca interferencia humana, pero sobre todo una gran disponibilidad de carroña, tanto doméstica como silvestre. Es cierto que los efectivos de los ungulados silvestres de los que se alimenta el quebrantahuesos se encuentran, en gran medida, asociados a estas comarcas montañas. Los espacios de montaña reúnen, por tanto, una serie de características que son esenciales para la pervivencia o progresión hacia el este de la especie. De hecho, según Longares (2011), de los nidos/territorios del quebrantahuesos situados en Aragón, el 75% se ubicaba en zonas montañas mientras que el 25% en zonas alpinas o subalpinas. Es decir, en cualquier caso, la especie tiene una especial predilección por las zonas serranas *sensu lato*. Se ha realizado una recalificación de las categorías a través de dos clases diferentes. Se dan 2 puntos positivos a todos aquellos espacios serranos mientras no se le otorga ni un solo punto a aquel sector que no lo es.

Mapas 3 y 4. Zonas serranas y zonas donde se dan mayores densidades de ganado doméstico por municipio



Tal y como puede observarse en el mapa 3, las comarcas más serranas se concentran al norte y centro del territorio, siguiendo una línea que se corresponde con las sierras interiores y exteriores de los Pirineos y su prolongación hacia el oeste. De esta forma, aparecen como territorios serranos las dos vertientes pirenaicas, el noreste de Navarra, todo Gipuzkoa, gran parte de Bizkaia, el norte de Álava y el sur de la Baja Navarra y de Zuberoa. Con todo, existe

un gran corredor serrano que conecta el Pirineo, al este, con los Montes Cantábricos al oeste y que puede funcionar como un corredor de primer orden para la especie.

4.4. Densidad de la cabaña ganadera

Tradicionalmente el territorio rural de EH ha contado con una relación directa con la ganadería y la agricultura. Éstas además han sido complementarias. No obstante, en los años 50, 60 y 70 del pasado siglo existió un enorme éxodo rural de la población de estos entornos hacia las ciudades. Ello hizo que el agro de esta región se despoblara en gran medida y, junto a ello, que se abandonaran una buena parte de las explotaciones ganaderas y agrícolas, por lo menos en las zonas menos productivas del territorio. De esta forma, al quebrantahuesos se le redujeron enormemente las fuentes de aprovisionamiento. Esto explica, en gran medida, la gran reducción que sufrió el taxón durante estas décadas. No obstante, tal y como se ha dicho, las tendencias son diferentes dependiendo de las distintas comarcas de EH. Teniendo en cuenta que no se puede calcular el número de cabezas de los ungulados silvestres y que, no obstante, casi el 72% de la ingesta lo suponen restos y carroñas domésticas (Donazar, 1999), se estima esta variable como muy adecuada para determinar las posibilidades tróficas que el territorio puede ofrecer a la progresión y pervivencia de la especie. Por ello, se toman los datos de cabezas de ganado mayor por municipio y en extensivo. No se ha tenido en cuenta otra variable como los usos del suelo, en primer lugar, porque ya se constata como segunda variable de este mismo trabajo y porque lo que realmente importa es la existencia de las cabezas de ganado como recurso alimenticio. El no tener en cuenta la densidad de cabezas junto a los usos del suelo viene motivada, también, por los análisis y recomendaciones de los tres agentes entrevistados. Margalida *et al.* (2008) realizan un estudio sobre las posibilidades de que la especie se asiente en nuevos sectores del territorio pirenaico y entre las variables que contemplan, no tienen ningún peso el hecho de cruzar variables tan heterogéneas como la densidad de cabañas ganaderas y usos del suelo, más bien estiman otras variables filopátricas y, como no, la existencia de fuentes tróficas suficientes, en este caso, carroña silvestre, pero fundamentalmente doméstica. A partir de este análisis se han configurado diferentes categorías dependiendo de la densidad de ganado doméstico por km², siendo el máximo 300,1 a 636,4 cabezas/km² (recibiría 5 puntos), el siguiente: 200,1-300 cabezas/km² (4 puntos), a continuación 125,1-200 cabezas/km² (con 3 puntos), luego 5,1-125 cabezas/km² y el mínimo 0-5 cabezas/km², recibiendo un solo punto.

Teniendo en cuenta el mapa 4, podemos observar que la mayor parte del territorio cuenta con densidades muy bajas a bajas, lo cual no es especialmente positivo para la pervivencia o la progresión del taxón. Las zonas más proclives serían algunas parzonerías como la de Aralar, gran parte del territorio de Zuberoa y Baja Navarra, así como Urbasa y ciertos municipios rurales de Gipuzkoa.

4.5. Presión antrópica / Densidad de población

Uno de los factores negativos que más influencia tiene en relación con la distribución del quebrantahuesos es la existencia de una ocupación humana intensiva del territorio (Hiraldo *et al.*, 1979, Brown, 2001, Margalida *et al.*, 1997, Longares, 2011, Fundación Quebrantahuesos, 2018). Ello se debe fundamentalmente a la menor existencia de recursos tróficos, a los riesgos superiores de colisión con infraestructuras energéticas, al atropello más o menos accidental, así como a las perturbaciones en época de cría. El quebrantahuesos cuenta con una época de celo, incubación y cría de los pollos muy dilatada en el tiempo y cualquier interferencia antrópica puede desembocar en el abandono del nido o los pollos.

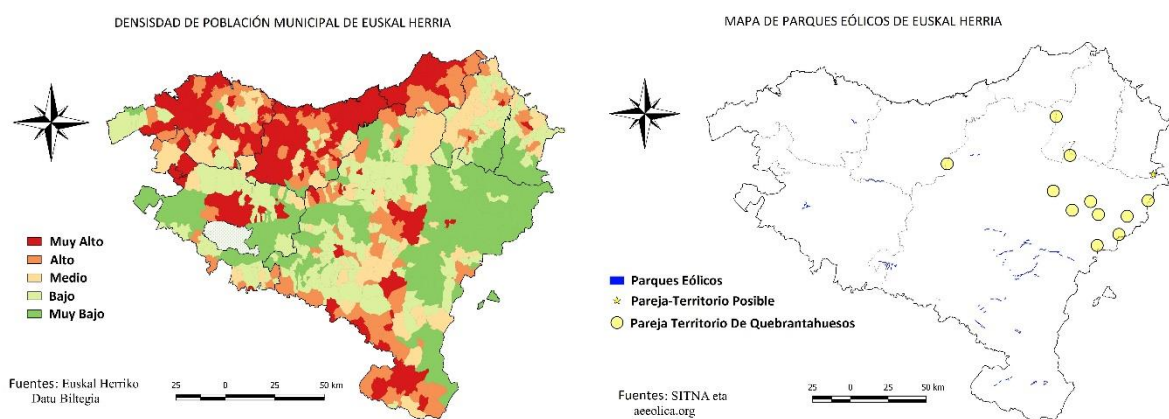
Es muy difícil englobar dentro de una sola variable todo aquel conjunto de posibles interferencias del ser humano con respecto al quebrantahuesos. Nos hemos inclinado por la densidad de población que, si bien no recoge todos los aspectos, sí aglutina convenientemente la presión antrópica. En este territorio existen densidades muy contrastadas, desde comarcas muy poco densas con 0 hab/km² hasta aquellas con 14.615 hab/km². En EH los nidos sólo se encuentran en aquellos municipios que muestran densidades entre 1 y 21 hab/km², siendo la media de 5,58 hab/km². Es decir, tiende a instalarse y pervivir en aquellos entornos con densidades de población humana muy bajas. Esto mismo fue determinado en Aragón por Longares (2011).

En cuanto al territorio que nos ocupa, teniendo en cuenta las diferencias entre las densidades humanas y su presión con respecto al quebrantahuesos, se han determinado las siguientes puntuaciones y categorías que se establecen a continuación: muy alta; > de 100 hab/km², alta; 30-100 hab/km², media; 34,9-20 hab/km², baja; 19,9-8 hab/km² y muy baja; < de 8 hab/km².

Tal y como se puede observar en el mapa 5, la relación entre las bajas densidades humanas y la existencia de nidos o territorios es directa. La excepción vendría dada por las parejas de Aralar e Iparla donde existen densidades más altas, aunque siempre no superiores a 35 hab/km².

Tal y como puede comprobarse, aunque en la costa y la vertiente atlántica, a excepción de la Baja Navarra y Zuberoa, las densidades poblacionales son altas, el sector centro y meridional muestra muy buenas posibilidades para la radicación y progresión de la especie al carecer de altas densidades humanas y, por tanto, de fuertes presiones.

Mapas 5 y 6. Densidad de población humana en EH y localización de los parques eólicos y aerogeneradores en EH



4.6. Existencia de Parques eólicos y aerogeneradores

Tanto en el PVF como en la CAPV son realmente escasas este tipo de infraestructuras energéticas, sin embargo, la CFN cuenta con una extensa red. Según los datos obtenidos entre marzo de 2000 y marzo de 2001 por Lekuona (2011), en Navarra se encontraron 138 aves muertas por choque contra los aerogeneradores de las cuales 88 se correspondieron con ejemplares de buitre leonado (*Gyps fulvus*). De esta forma, el 63,77% de las aves muertas por colisión se correspondieron con esta especie que, por otra parte, muestra una forma de desplazamiento, una biología y ecología muy similar a la de la especie que nos ocupa. Está claro que la existencia de aerogeneradores puede suponer una amenaza y un peligro claro para el quebrantahuesos. Se han tomado las localizaciones de los 4 parques eólicos de la CAPV y

los más de 18 de la CFN y se han representado en el mapa. En el mapa 6 se pueden observar dichas localizaciones, así como los territorios confirmados y posibles del quebrantahuesos, de manera que, tal y como puede observarse, la mayor parte de ellos se encuentran relativamente distanciados de los territorios, aunque la gran capacidad de desplazamiento que muestra puede dar lugar a colisiones, sobre todo para aquellos ejemplares jóvenes que abandonan el nido y realizan sus rutas de dispersión hacia el sur y el oeste.

4.7. Existencia de otros individuos o citas históricas de nidos o territorios

Para determinar la existencia o no de territorios activos de cría, así como los nidos o territorios históricos, se ha realizado un trabajo propio de campo de más de 4 años. A ello hay que sumarle la información de la Fundación Quebrantahuesos, las entrevistas con expertos y diversos informes, sobre todo uno de la CFN que, sin embargo, no ha sido publicado para evitar la captura o tráfico con estos ejemplares. También se han tenido en cuenta los trabajos de Corral, *et al.* (2013) y Gongora (2007). Con todo, se ha estimado que, en este área, existen a día de hoy 11 territorios perfectamente localizados y uno más adicional que se circunscribe a una pareja posible en el límite entre Navarra, Zuberoa y Aragón.

La filopatría del quebrantahuesos es un hecho que muchos autores tienen en cuenta (Hiraldó *et al.*, 1979, Margalida *et al.*, 1997, Corral *et al.*, 2013, Fundación Quebrantahuesos, 2018). Se trata de una variable de carácter endógeno que responde a la etología de la especie que necesita ver congéneres a distancias relativamente cercanas.

Está claro que el núcleo fundamental de la especie en este territorio se encuentra en torno al Pirineo occidental y más concretamente a las Sierras interiores pirenaicas. Pero a estas ubicaciones habría que sumarle las citas históricas de la distribución de la especie y sus núcleos históricos de cría. Se pueden encontrar, entonces, núcleos que se sitúan en Urbasa, Balcón de Pilatos, Peñas de Aia, Aizkorri, Gorbea, Valderejo, Arkamo-Gibijo, etc. Son precisamente estas ubicaciones las que contarían con una potencialidad clara a la hora de volver a ser recuperadas como núcleos y áreas vitales para la progresión de la especie. Sin embargo, además de las citas actuales e históricas, se realizó también un análisis acerca de la cuantificación de esa citada filopatría. En su momento, Longares (2011) estableció un “*Home Range*” o área vital para cada núcleo que se corresponde con entre 20.000 y 30.000 ha. Teniendo en cuenta esta consideración se ha realizado un análisis dentro del sistema de información geográfica utilizado (QSIG) y trazando un buffer que se establecía entre el centro de cada uno de los núcleos contando un radio que diera lugar al máximo establecido en las 30.000 ha para determinar zonas más sensibles a localizar otra nueva pareja o trio de cría.

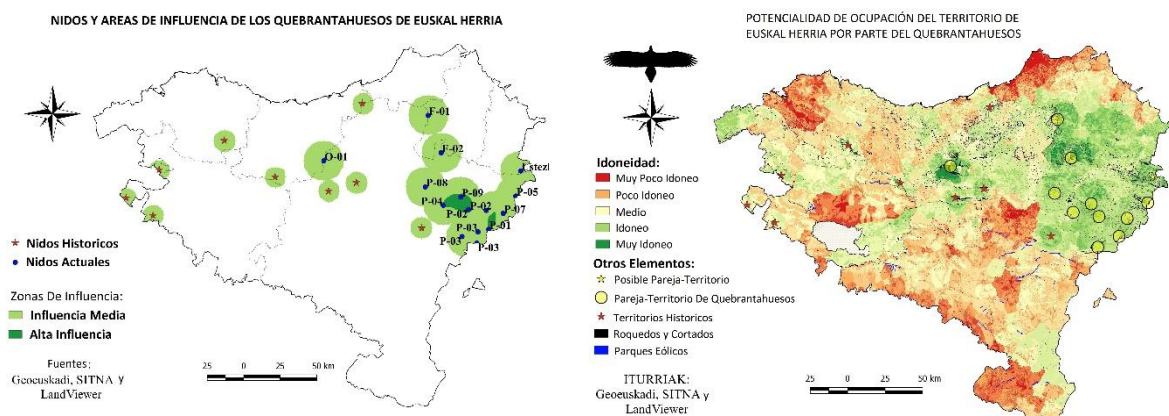
A estos *buffers* se les ha otorgado 2 puntos positivos de cara a nuevos establecimientos. En el caso de que dos de estos círculos se unieran se ha establecido un punto más, es decir, esa zona contaría con 3 puntos más de pertinencia para la ubicación de nuevos núcleos de cría. Con respecto a las citas históricas también se ha establecido un buffer o círculo de 2 km de radio y a ese territorio también se le ha otorgado una puntuación adicional de 2 puntos positivos.

Con todo y tal y como se puede observar en el mapa 7, se establece un núcleo bien poblado que se circunscribe a las inmediaciones del Pirineo y, en concreto, a las sierras interiores pirenaicas que, no obstante, puede tener una prolongación en forma de verdadero conector hacia el oeste que recorrería sierras como las de Leire, Andia, Urbasa, Entzia, Montes de Iturrieta, Montes de Vitoria, Aralar, Aizkorri, Gorbea, Peñas de Aia, Ernio, etc.

Por último, se realiza una suma de todas las capas anteriores (las 7 variables con sus diferentes puntuaciones) y se da lugar al mapa 8 que recoge la síntesis de resultados. No obstante, dos de las capas simplemente han funcionado como condicionante superpuesto sin

otorgar ninguna puntuación adicional, se trata de la ubicación de los aerogeneradores y los sectores con cortados rocosos de cierta entidad. Al final y, como consecuencia de la suma del resto de las variables (5) con sus respectivas puntuaciones, se ha dado lugar a 5 categorías que califican el territorio en 5 grados de cara a la pervivencia o progresión del quebrantahuesos. Entre 3 y 6,4 puntos sería un territorio muy poco adecuado, entre 6,5 y 9,8 poco adecuado, entre 9,9 y 13,2 medianamente adecuado, entre 13,3 y 16,6 adecuado y entre 16,7 y 20 muy adecuado.

Mapas 7 y 8. Localización de los núcleos activos e históricos del quebrantahuesos en EH e idoneidad del territorio de EH para la especie



La primera conclusión a la vista del mapa 8 es que una gran cantidad del territorio se puede configurar como medianamente óptima, adecuada y muy óptima y gran parte de estos espacios todavía no se encuentran ocupados, aunque existen citas históricas. Por lo tanto, la expansión del quebrantahuesos cuenta con posibilidades ciertas. En segundo lugar, los sectores menos adecuados para esta especie se circunscribirían a las grandes áreas urbanas tales como el área metropolitana de Bilbao, Vitoria, Pamplona y la conurbación Irun-Baiona. En un segundo nivel, como áreas poco adecuadas se situarían el Valle del Ebro y alguna localización más puntual como Tafalla, Tudela y los alrededores de San Sebastián. En tercer lugar, existiría un gran número de zonas que podrían ser consideradas como moderadamente adecuadas y que podrían configurarse como áreas de campeo con ciertas garantías que, cercanas a otros sectores más adecuados, pueden ser el complemento óptimo para la radicación de nuevos núcleos. Los alrededores del Gorbea, el triángulo entre los municipios de Maeztu-Urizaharra-Kanpezu, las Bardenas y/o la Valdorba navarra serían territorios óptimos o adecuados para que la especie pudiera establecerse.

Por último y como territorios más adecuados o muy óptimos para la radicación de la especie serían los nombrados con anterioridad: Las dos vertientes pirenaicas, Urbasa-Andia, Montes de Iturrieta, Montes de Vitoria, Balcón de Pilatos, Peñas de Aia, Aizkorri, Gorbea, Valderejo, Toloño, Gorobel, Arkamo-Gibijo, Valdegobia, Ernio, Arratia-Nerbioi, Anbotu, Karrantza y Las Encartaciones. Destaca sobre manera un territorio que se dispone en el sector más meridional y central de la Baja Navarra y Zuberoa y el noroeste de Navarra que no cuenta con excesivas citas ni actuales ni históricas pero que muestra una alta potencialidad. Además, esta zona se encuentra relativamente cercana a un buen número de núcleos ya existentes con lo que las posibilidades serían mayores.

El papel de los aerogeneradores debería ser muy tenido en cuenta puesto que pueden configurarse como un verdadero escollo a la hora de permitir que la especie siga progresando hacia el oeste.

5. CONCLUSIONES

Existen varias variables que pueden condicionar la existencia, pervivencia y progresión de la especie, algunas son de carácter endógeno como la filopatría y otras de carácter exógeno o ajenas a la especie como la disponibilidad de cortados y taludes rocosos, la existencia de usos del suelo abiertos, el carácter montaraz o serrano del territorio, la existencia de una buena cabaña ganadera o la abundante presencia de ungulados silvestres para su alimentación, la presión antrópica, la existencia de parques eólicos u otras infraestructuras.

Todas las variables a excepción de la presión antrópica y la existencia de infraestructuras energéticas funcionan de forma positiva mientras que las dos citadas lo hacen en sentido contrario.

Por último y como territorios más adecuados o muy óptimos para la radicación de la especie serían: Las dos vertientes pirenaicas, Urbasa-Andia, Montes de Iturrieta, Montes de Vitoria, Balcón de Pilatos, Peñas de Aia, Aizkorri, Gorbea, Valderejo, Toloño, Gorobel, Arkamo-Gibijo, Valdegobia, Ernio, Arratia-Nerbioi, Anboto, Karrantza, Las Encartaciones, etc. Destaca sobre manera un territorio que se dispone en el sector más meridional y central de la Baja Navarra y Zuberoa y el noroeste de Navarra.

REFERENCIAS

- Brown, C.J. (1991). An investigation into the decline of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* in southern Africa. *Biological Conservation*, 57(3): 315-337.
- Corral, M.; Iturrarte, X.; Abascal, G.; Lasarte, P.; Egiguren, J.; Arberas, E.; Minguez, C.; Iglesias, M.; Ussia, E.; Conde, A.; Llano, E. (2013). *Es éste el quebrantahuesos de la Peña de Orduña?*. <http://naturayala.blogspot.com.es/2013/02/es-este-el-quebrantahuesos-de-la-pena.html>
- Euskal Herriko datu espazialak (2018). Deskargak. <http://www.euskalgeo.net/es>
- Euskal Herriko Laborantza Ganbara (2018). Publiko zabala: Mapa interaktiboak. <http://ehlgbai.org/fr/>
- Fundación para la Conservación de Quebrantahuesos. (2018). *Quebrantahuesos*. <https://quebrantahuesos.org/>
- Gaindegia Euskal Herriko datu biltegia (2018). *Datu katalogoa: Demografía*. <https://www.datuak.net/dataset/biztanleria-dentsitate>
- GeoEuskadi (2018). *Infraestructura de datos espaciales*. FTP deskarga zerbitzua. <http://www.geo.euskadi.eus/s69-15375/es/>
- Heredia, R. (2000). El quebrantahuesos en España: ¿Es posible su recuperación? *Publicaciones de Biología de la Universidad de Navarra*, 26: 45-72.
- Heredia, R. (2005): Status y distribución del quebrantahuesos en España y diagnóstico de la situación de la población en la UE. *Biología de la conservación del quebrantahuesos Gypaetus barbatus en España*. Madrid: Organismo Autónomo Parques Nacionales.
- Hiraldó, F.; Delibes, M.; Calderón, J. (1979). *El quebrantahuesos, Gypaetus barbatus (L.): sistemática, taxonomía, biología, distribución y protección*. Madrid: Ministerio de Agricultura. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza (Vol. 22).
- Infraestructura de Datos Espaciales de Navarra (IDENA) (2018). Servicio de descarga FTP. <http://idena.navarra.es/>
- INE (2018). *Censo Agrario*. <http://www.ine.es/>
- Land Viewer EOS (2018). <https://eos.com/landviewer/>



- Lekuona, J. (2001). *Uso del espacio por la avifauna y control de la mortalidad de aves y murciélagos en los parques eólicos de Navarra durante un ciclo anual*. Pamplona: Gobierno de Navarra, Departamento de Medioambiente, Ordenación Territorial y Vivienda.
- López-López, P.; Gil, J.A.; Jiménez, J. (2015). *Reintroducción del Quebrantahuesos en el Maestrazgo*. Valencia: Generalitat Valenciana, Consellería de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural. Informe inédito.
- López-Sañudo, I.L.; Borbolla, A.; Casado, P.; Coronel, S.; Royo, I. (2001). Evaluación de los instrumentos de conservación del quebrantahuesos en el Pirineo Aragonés. *Ecosistemas. Revista de ecología y medio ambiente*, 10(2).
- Longares, L. (2011). *Zoogeografía ecológica del Quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en Aragón. Análisis y valoración de los factores ecogeográficos en relación con la reproducción*. Zaragoza: Universidad de Zaragoza.
- Margalida, A.; García, D.; Heredia, R. (1997). Estimación de la disponibilidad trófica para el Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en Cataluña (NE España) e implicaciones sobre su conservación. *Doñana Acta Vertebrata*, 24(1-2): 235-243.
- Margalida, A.; Donazar, J.A.; Bustamante, J.; Hernández, F.J.; Romero-Pujante, M. (2008). Application of a predictive model to detect long-term changes in nest-site selection in the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* conservation in relation to territory shrinkage. *Ibis*, 150(2): 242-249.
- Viers, G. (1992). Mutations et progrès de l'agriculture en Pays basque de France. *Revue Géographique Des Pyrénées Et Du Sud-Ouest*, 63(3): 383-408.

25 AÑOS DE EXPERIENCIA EN LAS MICRORRESERVAS DE FLORA DE LA COMUNIDAD VALENCIANA

Emilio Laguna Lumbreras^{1,2}, Simón Fos Martín³, Josep E. Oltra Benavent³,
Joan Pérez Botella³, Patricia Pérez Rovira³ y Juan Jiménez Pérez¹

¹ Generalitat Valenciana. Servicio de Vida Silvestre. laguna_emi@gva.es, jimenez_juaper@gva.es

² Generalitat Valenciana. Centro para la Investigación y Experimentación Forestal.

³ Generalitat Valenciana. VAERSA. flora_catalogada@gva.es, flora_valencia2@gva.es,
flora_alicante2@gva.es, flora_castellon@gva.es

RESUMEN

En 1994, gracias al Decreto 218/1994 del Gobierno Valenciano, la Comunidad Valenciana fue pionera a nivel mundial proponiendo la nueva figura de conservación *in situ* denominada Microrreserva de Flora (MRF). Las primeras MRF se declararon legalmente en 1998. A finales de 2019, 25 años después de la aprobación del decreto, la red valenciana de MRF posee 312 sitios legalmente protegidos. Estos sitios sólo representan el 0,1% de la superficie regional valenciana, pero contienen al menos 27.483 poblaciones de 2.031 táxones de flora vascular (equivalente al 58,19% del total de táxones de la Comunidad Valenciana, y al 64,68% si se considera sólo la flora nativa). Esta representatividad es especialmente alta para la flora endémica, superando el 80% (92,11% para los endemismos exclusivamente valencianos).

Palabras clave: Microrreserva de Flora, Comunidad Valenciana, endemismos vegetales, especies amenazadas, conservación *in situ*.

ABSTRACT

In 1994, by means to Decree 218/1994 of the Valencian Government, the Valencian Community (Spain) was a pioneer worldwide proposing a new *in situ* conservation figure called Plant Micro-reserve (PMR). The first PMRs were legally declared in 1998. At the end of 2019, 25 years after the decree approval, the Valencian network of PMR has 312 legally protected sites. These sites only represent 0.1% of the Valencian regional area, but contain at least 27,483 populations of 2,031 taxa of vascular plants (58.19% of the total amount for the Valencian Community, and 64.68% if considered only the native flora). This representativeness is especially high for endemic flora, exceeding 80% (92.11% in the case of exclusively Valencian endemic plants).

Keywords: Plant Micro-Reserve, Valencian Community, endemic plants, threatened species, *in situ* conservation.

1. INTRODUCCIÓN

La Comunidad Valenciana ha sido pionera a nivel mundial en el establecimiento de redes de Microrreservas de Flora -en adelante MRF-, un tipo de espacio protegido diseñado para la conservación preferente de plantas silvestres (Laguna, 1995; Padilla y Ramón, 1997; Padilla,

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Laguna Lumbreras, E.; Fos Martín, S.; Oltra Benavent, J.E.; Pérez Botella, J.P.; Pérez Rovira, P.; Jiménez Pérez, J. (2020). 25 años de experiencia en las Microrreservas de Flora de la Comunidad Valenciana. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 297-305.

2006; Kadis *et al.*, 2013; Laguna *et al.*, 2018). La idea de generar esta figura de conservación *in situ* fue propuesta desde el Servicio de Vida Silvestre (SVS) de la Generalitat Valenciana a finales de la década de 1980. Tras diversos trabajos iniciales para una primera selección de sitios, en 1993 se obtuvo la financiación de la Comisión Europea a través del programa LIFE, que supuso el impulso inicial para la creación de la red de MRF. En 2019 se han cumplido 25 años del verdadero inicio de la andadura de la figura de protección, mediante la aprobación del Decreto 218/1994, de 17 de octubre, del Consell de la Generalitat Valenciana (DOGV, 1994), que estableció el marco jurídico para declarar y gestionar las MRF. La evolución de la red valenciana de MRF y su externalización a través de las propuestas de redes similares en otros territorios españoles y extranjeros se ha descrito en numerosas publicaciones, sintetizadas por Kadis *et al.* (2013). No obstante, algunos aspectos estadísticos básicos de la red, como la distribución de las MRF por tipos de superficies y propiedades, se ha indicado sólo de forma esporádica. Otros, como su representatividad para dotar de protección a poblaciones de especies raras, endémicas o amenazadas, deben actualizarse regularmente dado el crecimiento de la propia red y el avance del conocimiento botánico, a cuyo efecto se aportan datos en este trabajo.

2. ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El área de aplicación del modelo de protección de flora a través de MRF es la Comunidad Valenciana (España), que ocupa una franja central de 23.255 km² de superficie en la costa oriental de la península Ibérica. Datos básicos de sus principales elementos de interés biogeográfico pueden encontrarse en el trabajo coordinado por Sanchis Moll (1988). A efectos del conocimiento de la flora vascular, principal objeto de protección de la red de MRF, los datos sintéticos de la Comunidad Valenciana están indicados por Mateo y Crespo (2014) y Mateo *et al.* (2011-2015). Este último trabajo (vol. 1, 2011: 29-128), junto a los de Costa (1982; 1999), permiten tener una visión adecuada de la diversidad de hábitats que cubren el paisaje valenciano.

2.2. Características y modo de declaración de las MRF

Conforme al citado Decreto 218/1994 (DOGV, 1994) y su modificación por el Decreto 70/2009 (DOGV, 2009), las MRF son terrenos de hasta 20 ha de superficie que se protegen para preservar su contenido en flora rara, endémica o amenazada. Las MRF pueden declararse sobre terrenos públicos de propiedad o gestión estatal -Dominio Público Hidráulico, Dominio Público Marítimo-Terrestre o fincas propiedad del Patrimonio del Estado- o autonómica-parcelas de la Generalitat Valenciana o sitios del Catálogo de Montes de Utilidad Pública-, o bien sobre aquellas parcelas de propiedad privada o municipal -caso de terrenos no adscritos al citado Catálogo de Montes de Utilidad Pública- cuyas personas físicas o jurídicas propietarias lo soliciten expresamente. En la práctica, las propiedades privada o municipal tienen efectos similares cara a su gestión, siendo sus responsables las personas o entidades propietarias, salvo que permitan o autoricen a que dicha actividad se realice por la propia Generalitat Valenciana, a través del SVS. La norma de declaración de cada MRF es una Orden de la consejería con competencias ambientales, e incluye ya un plan de gestión de la zona protegida. Las principales características de este modelo de declaración y gestión se han explicitado por Kadis *et al.* (2013).

2.3. Información y análisis de datos de las MRF

A efectos del presente trabajo, los datos que se aportan son de acceso público, facilitados regularmente por el SVS, directamente o a través de internet (<http://www.agroambient.gva.es/es/web/biodiversidad/microrreservas-de-flora>); en lo referente a la localización, ésta es accesible a través del visor del Instituto Cartográfico Valenciano (<https://visor.gva.es/visor/>), que dispone de la capa específica de información 'Microrreservas de Flora', dentro del apartado sobre Biodiversidad del menú temático de Medio Ambiente.

Para la caracterización de la flora de las MRF se ha estimado su grado de rareza, endemidad y amenaza. En lo relativo a la rareza, se ha usado la escala de Mateo y Crespo (2014) que caracteriza los táxones en 5 niveles: CC: Muy abundante, C: Abundante, M: de abundancia media; R: Raro, y RR: Muy raro. A efectos de los cálculos, se ha tenido en cuenta que de la riqueza de la flora vascular de la Comunidad Valenciana expresada por los autores citados (Mateo y Crespo, 2014), 3.529 táxones hasta grado de subespecie, deben detrarse 39 allí indicados de presencia dudosa, por lo que la suma de referencia es de 3.490 táxones; de ellos, 2.900 son autóctonos y 590 alóctonos. A su vez, y a fin de no distorsionar la importancia de la red de MRF en la captura de especies raras, se han excluido como valor de referencia las especies exóticas y los híbridos, lo que reduce el total a 2.696 táxones.

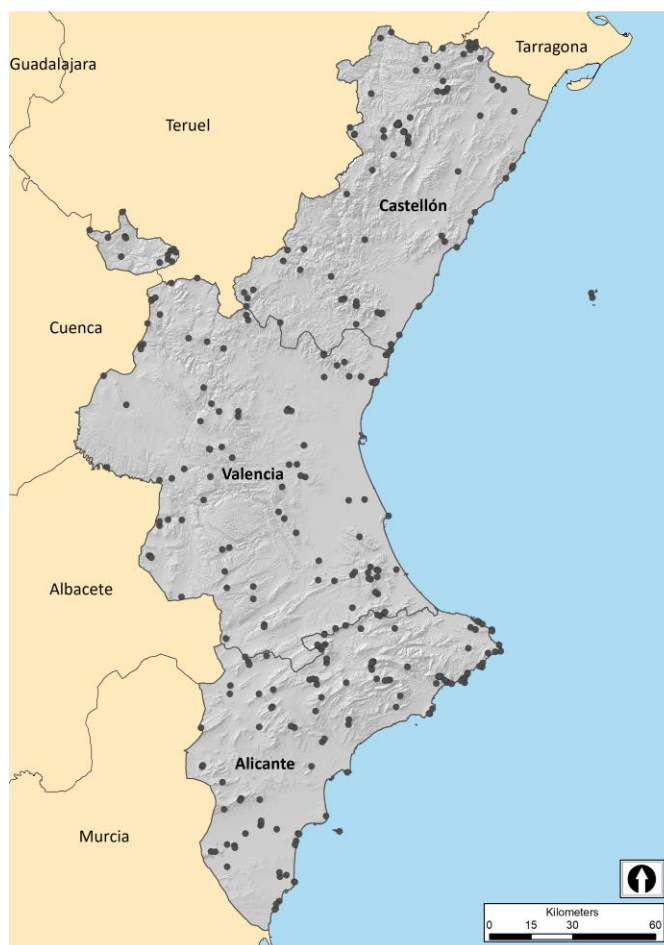
Para la endemidad, se ha usado la lista del Servicio de Vida Silvestre (2013) ampliada específicamente para incluir especies de reciente descripción o reasignación de áreas de distribución. El listado actualizado se aporta como información suplementaria S1 (https://www.uv.es/elalum/S1_ListaEndemismosCV.pdf). Se ha seguido la clasificación de Laguna (1998), dividiendo los endemismos en 3 grupos según la responsabilidad de conservación para la administración regional: A: exclusivamente valencianos; B: endemismos de distribución restringida o mayoritariamente valencianos, compartidos con otros territorios vecinos; y C: endemismos ibéricos o ibérico-baleáricos de amplia distribución. Además, se han computado los táxones nativos no endémicos (notación NEE) y los exóticos (EE).

En lo relativo al grado de amenaza, en concordancia con otros trabajos recientes (Fos *et al.*, 2014 y 2017; Laguna *et al.*, 2016) se han usado las categorías de las listas de flora amenazada protegida de la Comunidad Valenciana, establecidas en el Decreto 70/2009 (DOGV, 2009) y actualizadas por la Orden 6/2013 (DOGV, 2013). Esta normativa establece 5 niveles de protección, en concordancia con los niveles de amenaza que afectan a las especies: EPE: En Peligro de Extinción, VU: Vulnerable, PNC: Protegida no Catalogada, VI: Vigilada, y LESRPE: Plantas del Listado español de Especies en Régimen de Protección Especial. Los niveles superiores, EPE y VU, conforman el Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas, detallado en el trabajo de Aguilera *et al.* (2010).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las primeras MRF fueron declaradas en 1998. Entre diciembre de 1998 y de 2019 se han declarado 312 MRF, cuya distribución se ilustra en el mapa 1. La relación completa de MRF se aporta en información suplementaria S2 (https://www.uv.es/elalum/S2_ListaMicrorreservas2019.pdf) donde se añaden además los datos sobre la provincia y municipio, superficie, año y norma de declaración, adjuntando la relación de normas emitidas.

Mapa 1. Distribución de la red de microrreservas de la Comunidad Valenciana



La red se extiende sobre 148 municipios, lo que equivale al 27,31% de los 542 que componen la Comunidad Valenciana. Aunque el Decreto 70/2009 prevé la extensión de la red al medio marino, todas las MRF se han declarado hasta ahora sobre superficie terrestre; no obstante, varias MRF costeras están siendo afectadas por la regresión de la línea de costa, por lo que una parte de su superficie legalmente declarada está ya dentro del mar (Laguna y Ferrer-Gallego, 2016), sin que se haya calculado por el momento su valor exacto.

La superficie total de la red es de 2.440,998 ha, lo que implica un promedio de 7,823 ha por cada MRF y 110,954 ha por año de declaración. Esta superficie equivale al 0,1% del total de la Comunidad Valenciana. La tabla 1 expone las frecuencias y sumas superficiales de MRF por tamaños, donde queda patente que las que poseen hasta 5 ha de superficie constituyen el 50,32% de toda la red. A su vez, las que tienen sólo hasta 2 ha de extensión suman 95 MRF (30,45%), acercándose a un tercio del total de MRF.

Las MRF se han ido declarando con un ritmo desigual, siendo mayor el número de zonas declaradas en los primeros años, de construcción del esqueleto básico de la red (Figura 1). Igualmente, existen diferencias marcadas entre las 3 provincias, achacables fundamentalmente al modelo provincializado de gestión y propuesta de nuevas zonas a proteger. La tabla 2 expone esos valores separados por provincias y para el total de la Comunidad Valenciana. La figura 1 expone simultáneamente el número y superficie acumulada de MRF.

Tabla 1. Distribución de las MRF por tamaños.

Toda la red de MRF			MRF de 0,01 a 5,00 ha		
Rango de tamaños (ha)	Nº MRF	Suma de superficie (ha)	Rango de tamaños (ha)	Nº MRF	Suma de superficie (ha)
0,001-5,000	157	300,797	0,001-1,000	58	31,925
5,001-10,000	51	359,264	1,001-2,000	37	51,946
10,001-15,000	30	378,906	2,001-3,000	22	54,851
15,001-20,000	74	1.402,031	3,001-4,000	19	68,681
15,001-20,000	74	1.402,031	4,001-5,000	21	93,394
SUMA	312	2.440,998	SUMA	157	300,797

A la izquierda, representación para rangos de 5 ha en toda la red de MRF; a la derecha, en rangos de 1 ha para las que alcanzan hasta 5 ha de superficie.

Tabla 2. Número y superficie de las MRF declaradas por años y provincias.

Nº: Número de MRF declaradas cada año.

Año	Valor anual por provincia						Total Comunidad Valenciana	
	Alicante		Castellón		Valencia		Nº	Sup. (ha)
	Nº	Sup. (ha)	Nº	Sup. (ha)	Nº	Sup. (ha)		
1998	0	0,000	14	41,494	0	0,000	14	41,494
1999	33	137,626	0	0,000	29	107,431	62	245,057
2000	18	93,639	22	137,932	23	159,096	63	390,667
2001	16	219,602	0	0,000	0	0,000	16	219,602
2002	11	152,825	0	0,000	21	156,930	32	309,755
2003	5	73,681	25	173,709	12	88,830	42	336,220
2004	0	0,000	0	0,000	0	0,000	0	0,000
2005	11	171,320	0	0,000	0	0,000	11	171,320
2006	1	5,610	0	0,000	16	173,018	17	178,628
2007	0	0,000	0	0,000	1	20,000	1	20,000
2008	0	0,000	14	113,620	0	0,000	14	113,620
2009	0	0,000	0	0,000	0	0,000	0	0,000
2010	11	144,950	0	0,000	0	0,000	11	144,950
2011	0	0,000	0	0,000	5	59,725	5	59,725
2012	2	26,730	0	0,000	0	0,000	2	26,730
2013	1	0,100	0	0,000	7	69,500	8	69,600
2014	1	2,950	0	0,000	0	0,000	1	2,950
2015	0	0,000	0	0,000	0	0,000	0	0,000
2016	0	0,000	0	0,000	0	0,000	0	0,000
2017	4	50,870	0	0,000	1	0,440	5	51,310
2018	0	0,000	0	0,000	0	0,000	0	0,000
2019	0	0,000	8	59,370	0	0,000	8	59,370
SUMA	114	1.079,903	83	526,125	115	834,970	312	2.440,998

Considerando la representación de cada especie en una MRF como una población, las 312 MRF valencianas contienen 27.483 poblaciones de flora vascular, que representan a 2.031 táxones (30 de ellos híbridos). Esta cifra supone el 58,19% del total de la flora vascular

valenciana (3.490). Si se considera sólo el componente de flora nativa, incluyendo los híbridos, la red posee 1.876 táxones, lo que representa el 64,68%, cerca de los dos tercios de la diversidad de la flora valenciana para esos mismos parámetros (2.900 táxones). Para el caso de la flora exótica, por el contrario, se alcanza sólo el 26,27%, con 155 de los 590 táxones alóctonos valencianos. La representatividad de la red en flora amenazada, endémica o rara se expone en la tabla 3.

Figura 1. Evolución anual del número y superficie acumuladas de las MRF

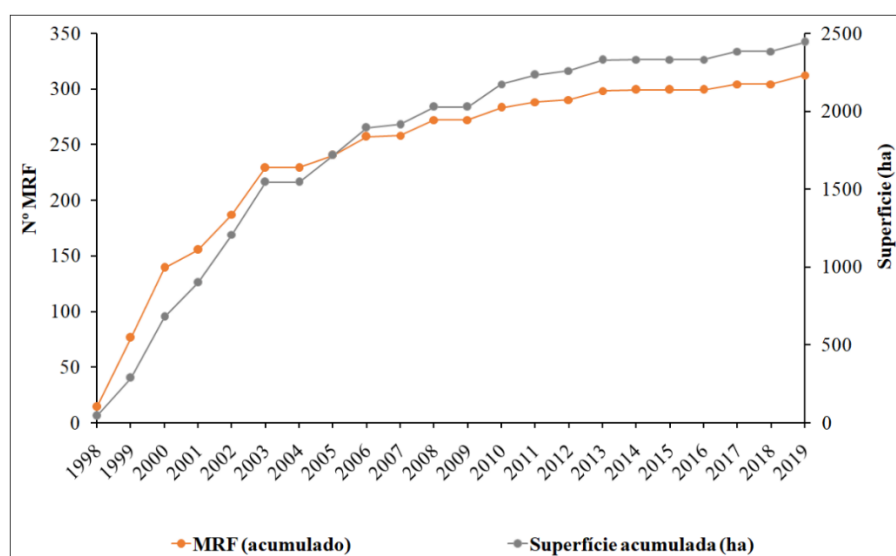


Tabla 3. Representatividad de la flora rara, endémica o amenazada de la Comunidad Valenciana (CV) en la red de MRF

Grado de amenaza-protección						
	EPE	VU	PNC	VI	LESRPE	Suma
CV	35	50	142	163	4	394
MRF	22	39	72	115	2	250
%	62,86	78,00	50,70	70,55	50,00	63,45
Grado de endemidad						
	A	B	C	NNE	EE	A + B + C
CV	76	100	221	2.503	590	397
MRF	70	84	166	1.556	155	320
%	92,11	84,00	75,11	62,16	26,27	80,60
Grado de rareza (1)						
	RR	R	M	C	CC	RR + R
CV	703	879	742	302	70	1.582
MRF	295	578	630	289	54	873
%	41,96	65,76	84,91	95,70	77,14	55,18

Nota: Para el significado de las abreviaturas, ver apartado 2.3.

(1): Cálculos con exclusión de las especies alóctonas y de los híbridos.

La representatividad es particularmente alta para el caso de los endemismos con mayor responsabilidad de protección autonómica (grupos A y B, con el 92,11 y el 84,00% respectivamente, de los táxones presentes en la red). Estos valores son consecuencia principalmente de las directrices técnicas para la elección de las zonas a proteger. En una primera fase, entre el Decreto 218/1994 (DOGV, 1994) y el Decreto 70/2009 (DOGV, 2009), se priorizó incluir una representación suficiente de la flora endémica valenciana, con independencia del grado de rareza o amenaza (v. Laguna, 2001; Kadis *et al.*, 2013). Por el contrario, a partir de la aprobación del Decreto 70/2009, se ha primado la inclusión de poblaciones de tales especies amenazadas, sean o no endémicas (Kadis *et al.*, 2013). En la primera fase, hasta 2009 incluido, se declararon 272 MRF (87,18% de toda la red), mientras que, en la segunda, de 2010 a 2019, se han añadido hasta ahora a la red 40 MRF (12,82% del total) (Tabla 2 y Figura 1).

En lo relativo a la extensión del modelo más allá de los límites de la Comunidad Valenciana, el éxito de las MRF a nivel nacional se debió a la amplia difusión del trabajo publicado por Laguna (1995) en la revista *Quercus*, la de más amplio arraigo en el ámbito del conservacionismo español. La figura de la MRF ha sido incluida en la normativa de Castilla y León, y la de microrreserva (MR), basada en el modelo de las MRF pero extendida también a la gea y la fauna, está adoptada en las legislaciones de Castilla-La Mancha y Baleares (Kadis *et al.*, 2013). Además, en la mayoría de las comunidades autónomas restantes, existen iniciativas públicas y/o privadas que se han ido asesorando desde el SVS, tanto para promover figuras legales regionales como otras adoptadas a menor rango territorial. A nivel internacional, las publicaciones que más han impulsado la adopción de la figura, siguiendo o adaptando el modelo valenciano, han sido las de Laguna (1995; 2001) y Laguna *et al.* (2004). Se han asesorado iniciativas en países de los 5 continentes, aunque la creación efectiva de MRF con protección legal se ha hecho en Grecia, Chipre y Bulgaria, gracias al apoyo financiero del programa LIFE de la Unión Europea, y por iniciativa propia sin financiación LIFE en Letonia (Kadis *et al.*, 2013). Algunas propuestas, como la de expandir el modelo a la flora y fauna marinas, incluso en zonas especialmente antropizadas (García-Gómez *et al.*, 2011), están alcanzando un significativo éxito y repercusión en el ámbito científico (García-Gómez *et al.*, 2015).

Los resultados obtenidos, así como otros indicados en los trabajos de Fos *et al.* (2014) y Laguna *et al.* (2010), indican que el programa de la red de MRF valencianas es una experiencia exitosa y con amplia repercusión internacional en la exportación del modelo (Kadis *et al.*, 2013). Los resultados positivos abarcan especialmente la protección pasiva de la flora rara, endémica o amenazada, complementando especialmente la protección que ya provee la red de Parques Naturales de la Comunidad Valenciana (Laguna *et al.*, 2014 y 2016; Fos *et al.*, 2017). Sin embargo, y con independencia de los problemas que pueden aparecer en algunas MRF -por ejemplo, el ya indicado de la regresión del litoral-, el trabajo del Servicio de Vida Silvestre (2013) ya daba a entender que los esfuerzos deben intensificarse en lo relativo a la gestión de poblaciones de las especies amenazadas dentro de la red y, como se demuestra ahora, la representatividad de ese grupo de especies sería aún insuficiente.

Esta baja representatividad puede deberse a la escasa probabilidad de presencia de las plantas amenazadas; dado que los grados de amenaza y rareza suelen estar relacionados -a menudo las especies amenazadas ya son de por sí raras-, las plantas más raras tienen menos probabilidad de vivir en terrenos gestionados por la administración autonómica, ya que sólo gestiona 420.129 ha, el 35,90% del territorial natural, equivalente a su vez al 18,03% de la superficie regional. Paralelamente, siguen vigentes algunas metas ya planteadas en trabajos

anteriores como el de Laguna (2008), en lo relativo a la caracterización de la flora criptogámica, y la extensión de la red de MRF al ámbito marino de la Comunidad Valenciana.

Agradecimientos

La creación y desarrollo de la red de microrreservas se ha cofinanciado mayoritariamente con fondos finalistas de la UE del programa LIFE, y estatales y comunitarios de FEOGA-Orientación, FEADER y FEDER. Los autores desean agradecer especialmente el trabajo desarrollado por los técnicos de los centros del Servicio de Vida Silvestre (Centro para la Investigación y Experimentación Forestal y Centro de Conservación de Especies Dulceacuícolas de la Comunitat Valenciana) y a las Brigadas Natura 2000, protagonistas de gran parte de los trabajos de conservación de la red de MRF.

REFERENCIAS

- Aguilella, A.; Fos, S.; Laguna, E. (Eds.). (2010). *Catálogo Valenciano de Especies Amenazadas de Flora*. Valencia: Generalitat Valenciana, Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda, Colección Biodiversidad nº 18.
- Costa, M. (1982). *La vegetación del País Valenciano*. Valencia: Universitat de València.
- Costa, M. (1999). *La vegetación y el paisaje de las tierras valencianas*. Madrid: Editorial Rueda.
- DOGV (1994). Decreto 218/1994, de 17 de octubre, del Gobierno Valenciano, por el que se crea la figura de protección de especies silvestres denominada microrreserva vegetal. *Diari Oficial de la Generalitat Valenciana*, 2379, 3 de noviembre de 1994. https://www.dogv.gva.es/portal/ficha_disposicion_pc.jsp?sig=2410/1994&L=1
- DOGV (2009). Decreto 70/2009, de 22 de mayo, del Consell, por el que se crea y regula el Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas y se regulan medidas adicionales de conservación. *Diari Oficial de la Generalitat Valenciana*, 6021, 26 de mayo de 2009. https://www.dogv.gva.es/portal/ficha_disposicion_pc.jsp?sig=005937/2009&L=1
- DOGV (2013). Orden 6/2013, de 25 de marzo, de la Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente, por la que se modifican los listados valencianos de especies protegidas de flora y fauna. *Diari Oficial de la Generalitat Valenciana*, 6996, 4 de abril de 2013. https://www.dogv.gva.es/portal/ficha_disposicion_pc.jsp?sig=003163/2013&L=1
- Fos, S.; Laguna, E.; Jiménez, J. (2014). Plants micro-reserves in the Valencian Region (E of Spain): Are we achieving the expected results?. Passive conservation of relevant plant species. *Flora Mediterranea*, 24: 153-162. [doi:10.7320/FIMedit24.153](https://doi.org/10.7320/FIMedit24.153)
- Fos, S.; Laguna, E.; Jiménez, J.; Gómez Serrano, M.A. (2017). Plant micro-reserves in Valencia (E. Spain): A model to preserve threatened flora in China?. *Plant Diversity*, 39(6): 383-389. [doi:10.1016/j.pld.2017.10.002](https://doi.org/10.1016/j.pld.2017.10.002)
- García-Gómez, J.C.; López-Fé, C.; Espinosa, F.; Guerra-García, J.M.; Rivera-Ingraham, G. (2011). Marine artificial micro-reserves: a possibility for the conservation of endangered species living on artificial substrata. *Marine Ecology*, 32(11): 6-14. [doi:10.1111/j.1439-0485.2010.00409.x](https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2010.00409.x)
- García-Gómez, J.C.; Guerra-García, J.M.; Espinosa, F.; Mestre, M.J.; Rivera-Ingraham, G.; Fa, D.; González, A.R.; Ruiz-Tabares, A.; López-Fé, C.; (2015). Artificial Marine Micro-Reserves Networks (AMMRNs): an innovative approach to conserve marine littoral biodiversity and protect endangered species. *Marine Ecology*, 36(3): 259-277. [doi:10.1111/maec.12167](https://doi.org/10.1111/maec.12167)
- Kadis, C.; Thanos, C.; Laguna, E. (Eds.). (2013). *Plant micro-reserves: From theory to practice. Experiences gained from EU LIFE and other related projects*. Atenas: PlantNet CY Project Beneficiaries [Utopia Publishing].
- Laguna, E. (1995). Microrreservas de flora: un nuevo modelo de conservación en la Comunidad Valenciana. *Quercus*, 118: 22-26.

- Laguna, E. (Ed.). (1998). *Flora rara, endémica o amenazada de la Comunidad Valenciana*. Valencia: Generalitat Valenciana, Conselleria de Medio Ambiente, Colección Biodiversidad nº 1.
- Laguna, E. (2001). *The micro-reserves as a tool for conservation of threatened plants in Europe*. Estrasburgo: Council of Europe, Nature & Environment, Series nº 121.
- Laguna, E. (2008). La conservación de la biodiversidad a pequeña escala: La red valenciana de microrreservas de flora. En: Grisolí, S. (Ed.). *Biodiversidad*. Valencia: Generalitat Valenciana, Fundació Premis Jaume I: 249-263.
- Laguna, E.; Ferrer-Gallego, P.P. (2016). Global environmental changes in an unique flora: Endangered plant communities in the Valencia region. *Mètode Science Studies Journal*, 6: 36-45. [doi:10.7203/metode.6.4127](https://doi.org/10.7203/metode.6.4127)
- Laguna, E.; Deltoro, V.I.; Pérez Botella, J.; Pérez Rovira, P.; Serra, L.; Olivares, A.; Fabregat, C. (2004). The role of small reserves in plant conservation in a region of high diversity in Eastern Spain. *Biological Conservation*, 119(3): 421-426. [doi:10.1016/j.biocon.2004.01.001](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.01.001)
- Laguna, E.; Ballester, G.; Deltoro, V.I.; Fabregat, C.; Fos, S.; Olivares, A.; Oltra, J.E.; Pérez Botella, J.; Pérez Rovira, P.; Serra, L. (2010). La red valenciana de microrreservas de flora: Síntesis de 20 años de experiencia. En: Giménez Font, P.; Marco Molina, J.A.; Matarredona, E.; Padilla, A.; Sánchez Pardo, A. (Coords.). *Biogeografía. Una ciencia para la conservación del medio*: Alicante: Universitat d'Alacant: 265-272.
- Laguna, E.; Fos, S.; Jiménez, J. (2014). Efectividad comparada de la protección pasiva de plantas singulares en las redes valencianas de microrreservas de flora y de espacios naturales protegidos. En: Cámara, R.; Rodríguez, B.; Muriel, J.L. (Eds.). *Sistemas vegetales y fauna en medios litorales: Avances en su caracterización, dinámica y criterios para su conservación*. Sevilla: Universidad de Sevilla: 237-244.
- Laguna, E.; Fos, S.; Jiménez, J.; Volis, S. (2016). Role of micro-reserves in conservation of endemic, rare and endangered plants of the Valencian region (Eastern Spain). *Israel Journal of Plant Sciences*, 63(4): 320-332. [doi:10.1080/07929978.2016.1256131](https://doi.org/10.1080/07929978.2016.1256131)
- Laguna, E.; Thanos, C.; Fournaraki, C.; Kadis, C.; Bou Dagher Kharrat, M. (2018). Plant micro-reserves in the Mediterranean area. En: Valderrábano, M.; Gil, T.; Heywood, V.H.; de Montmollin, B. (Eds.). *Conserving wild plants in the south and east Mediterranean region*. Gland y Málaga: IUCN; Gland y Málaga: 106-107.
- Mateo, G.; Crespo, M.B. (2014). *Claves ilustradas para la flora valenciana*. Jaca: Jolube Consultor Botánico y Editor.
- Mateo, G.; Crespo, M.B.; Laguna, E. (Eds.) (2011-2015). *Flora Valentina. Flora vascular de la Comunitat Valenciana*. Valencia: Fundación de la Comunidad Valenciana para el Medio Ambiente.
- Padilla, A. (2006). Las microrreservas vegetales, una figura para la protección de la flora rara, endémica o amenazada en la Comunidad Valenciana. En: Giménez Font, P.; Marco Molina, J.A.; Matarredona, E.; Padilla, A.; Sánchez Pardo, A. (Coords.). *Geografía física y medio ambiente: guía de campo de las XXI Jornadas de Geografía Física*. Alicante: Universitat d'Alacant: 141-156.
- Padilla, A.; Ramón, A. (1997). Planeamiento ambiental a escala de detalle: Microrreservas de flora en la Comunidad Valenciana. *Investigaciones Geográficas*, 17: 117-128. [doi:10.14198/INGEO1997.17.09](https://doi.org/10.14198/INGEO1997.17.09)
- Sanchis Moll, E. (Ed.) (1988). *Guía de la naturaleza de la Comunidad Valenciana*. València: Alfons el Magnànim, IVEI.
- Servicio de Vida Silvestre (2013). *Informe Técnico 08/2013. Valoración de la figura de Microrreserva de Flora*. Valencia: Generalitat Valenciana, Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica; Medio Natural, Vida Silvestre. <http://www.agroambient.gva.es/es/web/biodiversidad/altres-descarregues> (carpeta 'Flora')

CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD
XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía
Santander (Cantabria), 22-25 junio de 2020



DIAGNÓSTICO Y PROPUESTAS DE GESTIÓN DEL PAISAJE DE SETOS VIVOS DEL MONTE SANTIAGOMENDI (ASTIGARRAGA-GIPUZKOA)

Pedro J. Lozano, Itxaro Latasa, Rakel Varela, Asier Lozano, Arkaitz Yanguas y Guillermo Meaza

Universidad del País Vasco / Euskal Herriko Unibertsitatea.

PedroJose.lozano@ehu.eus, itxaro.latasa@ehu.eus, rakel.varela@ehu.eus,

alozano035@ikasle.ehu.eus, ayanguas002@ikasle.ehu.eus, guillermo.meaza@gmail.com

RESUMEN

Los setos vivos constituían antaño uno de los elementos más identitarios del paisaje ancestral de *bocage* de campiña cantábrica del País Vasco. Ello fue así hasta que, desde mediados del siglo XX, la industrialización, el desarrollo urbano, la construcción de infraestructuras y dotaciones y, sobre todo, los nuevos paradigmas agrarios que propiciaban el monocultivo, la concentración parcelaria y la mecanización del campo exigieron la eliminación de los mismos. Su desaparición provino también de un abandono que propició la reforestación espontánea de estas retículas verdes. El sector de Santiagomendi, en el municipio guipuzcoano de Astigarraga (comarca de Donostialdea) mantiene un buen ejemplo de este tipo de paisaje. En el marco de un proyecto de investigación en curso, en este trabajo nos proponemos analizarlo, diagnosticarlo, evaluarlo y generar estrategias de gestión y recuperación-extensión de cara a su ordenación municipal. A tal fin se utiliza la metodología LANBIOEVA (acrónimo de Landscape Biogeographical Evaluation), que ha sido implementada en diversos ámbitos y para diferentes formaciones a escala global durante los últimos 30 años.

Los resultados obtenidos otorgan a este tipo de paisaje vegetal muy elevadas puntuaciones tanto en los criterios de orden natural como cultural y estructural, comparables a las de bosques bien conservados. Sin embargo, es del todo necesario implementar medidas de protección de los setos existentes y contemplar su extensión a nuevos ámbitos a través de medidas de ayuda fiscal, habilitación de viveros con especies autóctonas, erradicación de especies alóctonas y elaboración de un plan pormenorizado.

Palabras clave: setos vivos, *bocage*, plan especial, LANBIOEVA, Santiagomendi.

ABSTRACT

Hedgerows were once one of the most identifying elements of the ancestral landscape of *bocage* of Cantabrian countryside of the Basque Country. This is what happened until the middle of the 20th century. Since then, the construction of infrastructures and supplies and, above all, the new agricultural paradigms that fostered monoculture, parcel concentration and agricultural mechanization required the elimination of the hedgerows. Their disappearance was also due to the abandonment that led to spontaneous reforestation of these green grids. In the region of Donostialdea, (municipality of Astigarraga), there is one sector -Santiagomendi-, which maintains a good example of this type of landscape and hedgerow grids. However, it is necessary to analyze, diagnose, evaluate these grids and generate strategies of management and recovery-extension for their municipal planning. This is the objective of a research project and the present work. For this purpose, the LANBIOEVA (Landscape Biogeographical Evaluation)

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Lozano, P.J.; Latasa, I.; Varela, R.; Lozano, A.; Yanguas, A.; Meaza, G. (2020). Diagnóstico y propuestas de gestión del paisaje de setos vivos del Monte Santiagomendi (Astigarraga-Gipuzkoa). Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 307-318.

methodology has been used, which has been implemented in various areas and for different formations at a global scale over the last 30 years.

The results provide very high natural, cultural and structural scores, comparable to well-preserved forests, although it is also true that measures are necessary to protect existing hedgerows and to increase their extension to new areas through tax support measures, the empowerment of nurseries with native species, the eradication of allochthonous species and the development of a detailed plan.

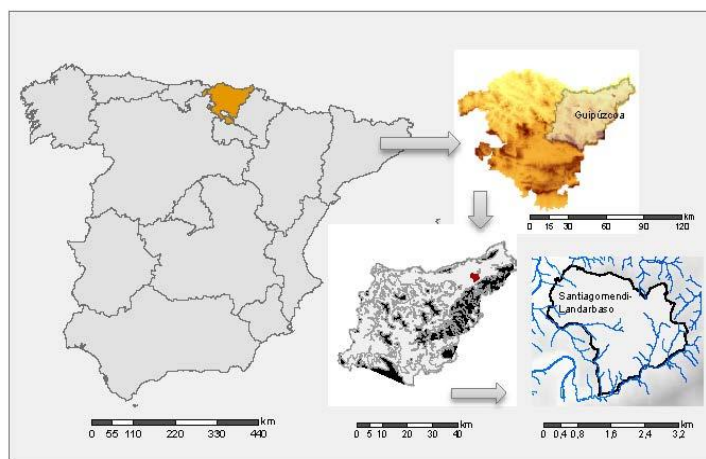
Key words: hedgerows, *bocage*, special plan, LANBIOEVA, Santiagomendi.

1. INTRODUCCIÓN

La presente comunicación, al igual que el proyecto de investigación en el que se inscribe, se enmarca y apoya en las determinaciones y amparo que le facilita el conjunto de la Estrategia Municipal de Sostenibilidad, Territorio y Paisaje de Astigarraga (Figura 1), y especialmente, el Plan de Acción del Paisaje del corredor Santiagomendi-Landarbaso (PAP), el documento de “Caracterización, Inventario y Valoración Biogeográfica de los Ecosistemas de Santiagomendi-Landarbaso” (CIVBE) y el “Plan Especial de Protección y Conservación del Paisaje de la Ermita de Santiagomendi y su entorno” (PEPCP).

Figura 1. Localización del área de estudio

Fuente: elaboración propia.



Tanto el PAP (2016) como el documento CIVBE (2017) ponían de manifiesto la riqueza en setos vivos del ámbito de estudio, así como la necesidad de generar el mencionado plan PEPCP. Ello se concretó en la realización durante el año 2019 de un proyecto de investigación que desembocó en el correspondiente plan de gestión, cuyas líneas maestras se muestran en el presente trabajo. Los resultados han sido propuestos al ayuntamiento de Astigarraga para que aborde, de manera decidida, la conservación de los setos vivos en buen estado y la rehabilitación y extensión de la red con implementación de nuevos tramos que configuren una red que muestre una buena conectividad ecológica y paisajística entre el Parque Natural de Aiako Harriak y las zonas más densamente urbanizadas de Donostialdea, especialmente en el sector de la vega del río Urumea.

No hay que olvidar que, además de las paisajísticas y estéticas, los setos vivos ejercen innumerables funciones ambientales y territoriales, pues mejoran la calidad de los suelos, favorecen la circulación hídrica, mitigan la erosión, constituyen refugios de fauna y vegetación, configuran pasillos de conectividad, proporcionan rendimientos económicos al entorno rural potenciando el turismo verde, y dan testimonio de una ancestral estructura de manejo del territorio adaptada a las características naturales de la campiña cantábrica.

Es por ello que, en el marco de una política efectiva de conservación del patrimonio natural y cultural, la Unión Europea promueve y financia acciones de preservación, restauración y rehabilitación de estas estructuras vegetales. En el País Vasco, donde perviven tan solo retazos de este tipo de paisaje secular, es particularmente remarcable el caso que nos ocupa, pues se inserta en plena Conurbación de Donostialdea (Figura 1).

El proyecto se inicia con la cartografía, análisis y diagnóstico valorativo a través de la metodología LANBIOEVA de la red de setos vivos existente. Prosigue con el planteamiento de una serie de corredores ecológicos y la propuesta, mediante un diseño con programa SIG, de los setos a rehabilitar, conservar o implementar ex novo. Las medidas propositivas se extienden, finalmente, a la gestión sostenible del paisaje de *bocage*, implementación de medidas fiscales y de subvenciones para estas labores, implicación de las administraciones y los centros educativos, formación a la ciudadanía y difusión de los resultados.

2. METODOLOGÍA

En el sector de Santiagomendi se ha inventariado un total de 43 setos vivos teniendo en cuenta los siguientes criterios:

- Que delimitaran alguna otra formación o unidad de paisaje como huertas, invernaderos, pastos de diente y/o siega, etc.
- Que mantuvieran una continuidad. En el momento en el que desaparecía el seto o se interrumpía por diferentes motivos (fin de finca, puerta de acceso, paso de camino, etc.) el seto quedaba delimitado y, por tanto, estos eran sus límites naturales.
- Que mostraran un cambio drástico de facies. Existen setos con continuidad que, sin embargo, muestran facies diferentes. En algunos casos, setos con especies arbóreas o arbustivas autóctonas mantienen continuidad con otros donde se han plantado y favorecido otras totalmente alóctonas.

Con frecuencia, los setos son irregulares; y para determinar su extensión y morfología concreta se ha elaborado una cartografía minuciosa (Figura 2).

El modelo de inventario ha sido ensayado, contrastado y corregido en sucesivas ocasiones (Lozano *et al.*, 2015), de cara a recoger todos los datos geográficos, medioambientales, patrimoniales y biogeográficos necesarios para la posterior valoración. En primer lugar, se obtuvieron los datos de localización e identificación del lugar (coordenadas UTM, topónimos, etc.), aspectos y rasgos geográficos y medioambientales generales (topográficos, litológicos, geomorfológicos, edáficos e hidrológicos), fotografías de la parcela, etc. A continuación, se tomaron los datos sobre todos los taxones de la flora vascular, así como de la fúngica y líquénica, y de las especies de la briófitas. Para que la fenología no supusiera un sesgo, se realizaron tres visitas durante el mismo año (primavera, verano y otoño) a cada seto.

Para determinar las coberturas se ha seguido un método de valoración clásico, con una escala de 6 clases (+ menos del 1%, 1 entre el 1% y el 10%, 2 entre el 10% y el 25%, 3 entre el 25% y el 50%, 4 entre el 50% y el 75% y 5 entre el 75% y el 100%) por cada uno de los estratos y el global de la agrupación vegetal.

Figura 2. Mapa de los setos vivos de Santiagomendi

Fuente: elaboración propia.



La metodología de valoración LANBIOEVA, que descansa en dos conceptos valorativos fundamentales: el Interés de Conservación y la Prioridad de Conservación, ha sido ensayada, contrastada y corregida en sucesivas ocasiones (Lozano *et al.*, 2015b) y testada en diferentes ámbitos territoriales europeos (Península Ibérica, Balcanes, Península Escandinava...), centro-sudamericanos (Nicaragua, Región Mediterránea de Chile, Patagonia, Brasil...) y africanos (Marruecos) (Cadiñanos y Meaza, 1998a; Cadiñanos y Meaza, 1998b; Cadiñanos y Meaza, 2000; Cadiñanos, Meaza y Lozano, 2002; Cadiñanos *et al.*, 2002; Meaza, Cadiñanos y Lozano, 2006; Lozano *et al.*, 2007; Lozano y Cadiñanos, 2009; Cadiñanos, Lozano y Quintanilla, 2011; Lozano *et al.*, 2013; Lozano *et al.*, 2015; Quintanilla y Lozano, 2016).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el total de inventarios realizados se han anotado 37 especies de árboles y arbustos, 16 de matas y trepadoras y 71 de hierbas, lo que suma 124 taxones. Los inventarios menos diversos fueron el 6 y el 7 (15 especies); los más ricos el 19 (40) y el 20 y 32 (39). Los inventarios más pobres responden a setos nuevos con especies alóctonas y muy manejados, mientras que los más diversos responden a setos con alto grado de naturalidad y madurez.

El nivel de representación de taxones arbóreos y arbustivos está liderado por *Cornus sanguinea* (97,7% de las ocasiones), seguido de *Fraxinus excelsior* (79,1%), *Prunus spinosa* y *Euonymus europaeus* (69,8%), *Corylus avellana* y *Laurus nobilis* (65,1%), *Salix atrocinerea* (44,2%), *Quercus robur* y *Crataegus monogyna* (30,2%), *Ligustrum vulgare* (27,9%), *Prunus avium* y *Sambucus nigra* (25,6%), *Sambucus ebulus* y *Juglans regia* (14%), *Ligustrum lucidum* (11,6%) y *Chamaecyparis lawsoniana* (9,3%).

En las matas y trepadoras descuella por su omnipresencia *Rubus ulmifolius* (100% de las ocasiones) seguido por *Smilax aspera* (83,7%), *Hedera helix* (67,4%), *Tamus communis* (65,1%), *Rubia peregrina* (51,2%), *Clematis vitalba* (48,8%), *Rosa arvensis* (37,2%), *Calystegia sepium* (25,6%), *Solanum dulcamara* y *Ruscus aculeatus* (ambos con el 20,9%).

En cuanto a las herbáceas, los taxones que más veces aparecen son *Brachypodium sylvaticum* (93%), *Pteridium aquilinum* (86%), *Vicia sativa* subsp. *cordata* (81,4%), *Centaurea debeauxii* (76,7%), *Vicia cracca* y *Picris hieracioides* (72,1%), *Urtica dioica* (51,2%), *Angelica sylvestris* y *Glechoma hederacea* (41,9%), *Geranium robertianum*, *Asplenium scolopendrium*, *Stachys officinalis* subsp. *officinalis* (39,5%), *Knautia arvensis* (37,2%), *Polystichum setiferum* y *Vincetoxicum hirundinaria* (39,4%), *Arum italicum* y *Euphorbia amygdaloides* (32,6%), *Dactylis glomerata* (30,2%), *Eupatorium cannabinum* (27,9%) y *Asplenium adiantum-nigrum* (25,6%).

El nivel de cobertura en el grupo de árboles y arbustos está encabezado por *Cornus sanguinea* y *Prunus spinosa* (19,17% y 19,15%, respectivamente), seguido de *Corylus avellana* (17,07%), *Fraxinus excelsior* (8,16%), *Ligustrum lucidum* (5,93%), *Salix atrocinerea* (3,93%), *Euonymus europaeus* (3,87%), *Laurus nobilis* (3,59%), *Quercus robur* (3,51%), *Prunus avium* (2,17%), *Sambucus ebulus* (1,64%), *Sambucus nigra* (1,13%) y *Chamaecyparis lawsoniana* (1,01%). En el grupo de matas y trepadoras destacan *Rubus ulmifolius* (31,1%), *Smilax aspera* (11,34%), *Hedera helix* (9,74%), *Clematis vitalba* (4,4%), *Tamus communis* (3,35%), *Rubia peregrina* (2,8%), *Rosa arvensis* (2,28%) y *Calystegia sepium* (1,13%). En el de herbáceas lo hacen *Brachypodium sylvaticum* (17,85%), *Pteridium aquilinum* (11,78%), *Centaurea debeauxii* (9,03%), *Picris hieracioides* (3,66%), *Urtica dioica* (3,3%), *Asplenium scolopendrium* (2,51%), *Vicia sativa* subsp. *cordata* (2,5%), *Vicia cracca* (2,22%), *Stachys officinalis* subsp. *officinalis* (1,91%), *Knautia arvensis* (1,84%), *Geranium robertianum* (1,74%), *Angelica sylvestris* (1,63%), *Euphorbia amygdaloides* (1,58%), *Eupatorium cannabinum* (1,56%), *Polystichum setiferum* (1,41%), *Glechoma hederacea* (1,34%) y *Dactylis glomerata* (1,2%).

En cuanto a la adscripción corológica de los taxones (Figura 3), se puede observar que un poco más de la mitad responde al grupo eurosiberiano, y que en torno al 12% es de carácter introducido, muchos de estos últimos arbóreos y arbustivos (*Ligustrum lucidum*, *Chamaecyparis lawsoniana*, *Robinia pseudoacacia*, *Prunus laurocerasus*, *Spiraea japonica*, *Euonymus japonicus*, *Hibiscus syriacus*, *Ficus carica*, *Eucalyptus globulus*, *Buddleja davidii*, *Sequoia sempervirens*, *Ailanthus altissima*...) con importantes coberturas y que sustituyen a elementos autóctonos tradicionalmente empleados para estas labores de separación de campos. Un 8% de los taxones cuenta con una filiación atlántica, un 6% mediterránea, plurirregional y subcosmopolita, un 5% circumboreal y sendos 1% a orófitos eurosiberianos y mediterráneos.

En lo concerniente al estatus de las especies (Aizpiru *et al.*, 1999) (Figura 4), el porcentaje de las comunes se sitúa en el 45%, el de las escasas en el 33%, el de las raras en el 6% y el de las muy raras en el 2%. El porcentaje de muy comunes representa el 14% del total de especies, siendo bastante notable en las herbáceas (19%). No se han detectado taxones endémicos, finícolas o relictos.

Como era de esperar, la aplicación de LANBIOEVA ha arrojado una gran variedad de casuísticas (Tabla 1). En lo referente al Interés de Conservación, en el apartado de Interés Natural, los criterios fitocenóticos muestran valores medios a altos; los territoriales muy bajos por la carencia de taxones endémicos, finícolas o relictos; los mesológicos altos, pues los setos generan condiciones ecológicas de evitación de la erosión, mejora edáfica, buena circulación hídrica y notable función de conectividad que hace que exista un nutrido número de especies vertebradas; y los estructurales relativamente elevados teniendo en cuenta que se trata de formaciones lineares y arborescentes. En el apartado de Interés Cultural, los valores más altos se registran en los setos más desarrollados y maduros, sin especies alóctonas; y los más bajos en aquellos más manejados, no desarrollados y donde dominan las especies alóctonas. Con todo

ello, el Interés de Conservación, suma de puntuaciones de raigambre natural y cultural, ofrece resultados más que notables.

Figura 3. Filiaciones corológicas de los árboles y arbustos, matas y trepadoras, herbáceas y el conjunto de taxones de los setos de Santiгомendi
 Fuente: elaboración propia.

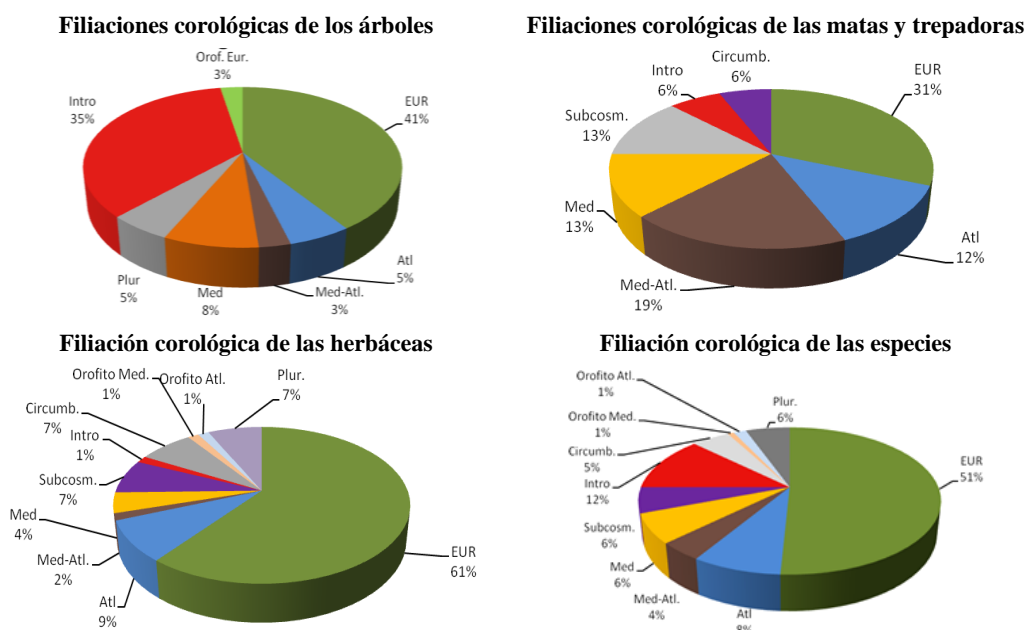
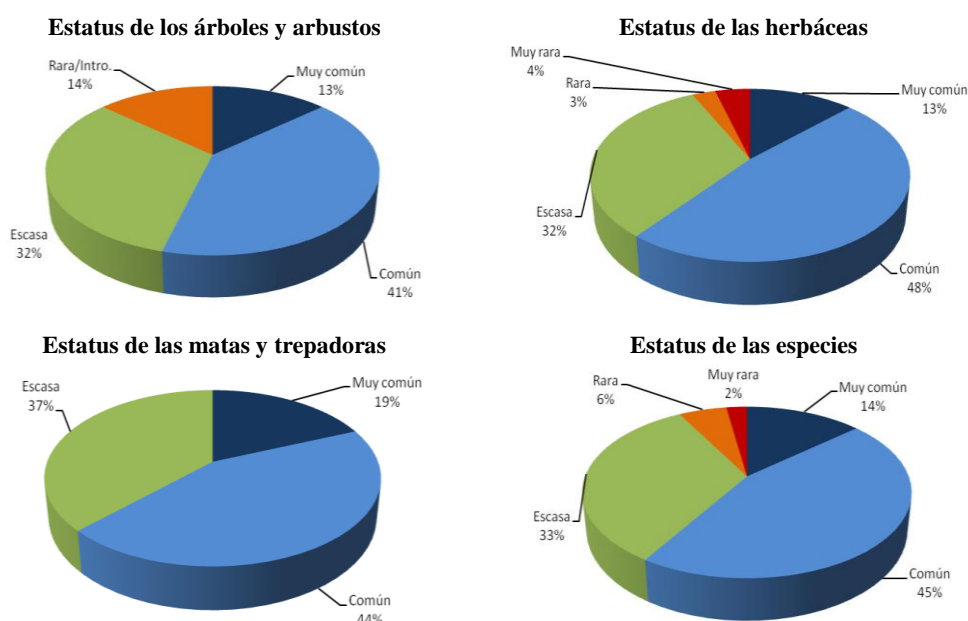


Figura 4. Estatus de los árboles y arbustos, matas y trepadoras, herbáceas y el conjunto de taxones de los setos vivos de Santiгомendi
 Fuente: elaboración propia.



La Prioridad de Conservación (PRICON), que resulta de multiplicar el Interés de Conservación por el nivel de amenaza, alcanza registros muy elevados debido, fundamentalmente, a la fuerte presión demográfica de la zona. Los riesgos y peligros derivados del coeficiente de accesibilidad-transitabilidad y de amenazas alternativas son, por el contrario, mucho más moderados. Ello da idea de la gran necesidad de adoptar medidas encaminadas a la correcta gestión y recuperación de una red más densa y extensa de setos vivos. El registro máximo de PRICON se da en el seto 24 (3.366 puntos), seguido del 32 (3.297), 13 (3.297) y 14 (3.245). 5 setos más superan ligeramente los 3.000 puntos. El mínimo corresponde al 40, con 1.368 puntos.

Pero, además del diagnóstico valorativo de la red actual de setos vivos, es importante hacer referencia a nuestra propuesta de rehabilitación y ampliación de la retícula para dotarla de máximo potencial conector (Figura 5), lo que se explicita con la trama linear roja. Se trata de una red suficientemente tupida como para enlazar los dos grandes corredores ecológicos existentes en la actualidad, uno al norte y otro al sur y oeste; su conectividad, actualmente reducida, mejoraría ostensiblemente. Para el diseño de la red potencial (en rojo y con trazo discontinuo la retícula a recuperar) se realizó un trabajo de fointerpretación de ortofoto y fotografía aérea, con inicio en el vuelo americano de 1956. Desde entonces hasta hoy la red de setos ha ido menguando progresivamente, hasta quedarse en la mitad de su extensión original.

Figura 5. Red de Setos Verdes de Santiagomendi

Fuente: elaboración propia.

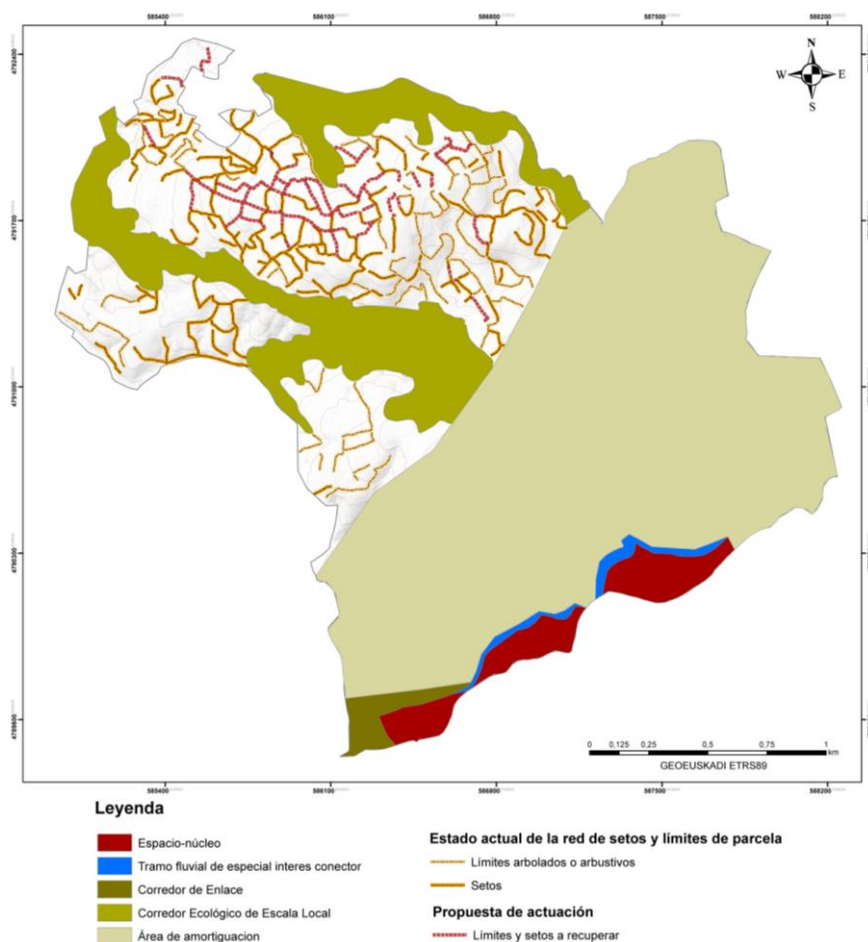


Tabla 1a. Puntuaciones por criterios de cada uno de los inventarios de los setos verdes de Santiagomendi
 Fuente: elaboración propia.

		Parámetros	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19		
INCON	INNAT	INFIT	DIVERSIDAD	7	6	7	7	7	5	5	8	7	8	5	6	8	7	7	7	7	5	10	
			NATURALIDAD	8	10	10	10	10	10	0	0	10	10	10	3	10	10	10	10	10	10	10	10
			MADUREZ (x2)	16	10	16	16	16	16	10	10	16	16	16	10	16	16	16	16	16	16	12	16
			REGENERABILIDAD	6	4	6	6	6	6	4	4	6	6	6	4	6	6	6	6	6	6	6	6
			SUMA (INFIT GLOBAL)	37	30	39	39	39	19	19	40	39	40	22	38	40	39	38	39	39	39	33	42
	INTER	RAREZA (x2)	6	2	4,5	4,5	4,5	2,5	1	6,5	7	4,5	2,5	5	8	6,5	3	3,5	6	3,5	9,5		
		EENDEMICIDAD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
		RELICTISMO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
		CAR. FINÍCOLA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
		SUMA (INTER GLOBAL)	6	2	4,5	4,5	4,5	2,5	1	6,5	7	4,5	2,5	5	8	6,5	3	3,5	6	3,5	9,5		
	INMES	F. GEOMORFOLÓGICA (x2)	18	14	18	18	18	14	14	18	18	18	14	18	18	18	18	18	18	18	12	18	
		F. CLIMÁTICA	9	6	9	9	9	6	6	9	9	9	6	9	9	9	9	9	9	9	6	9	
		F. HIDROLÓGICA	9	6	9	9	9	6	6	9	9	9	6	9	9	9	9	9	9	9	6	9	
		F. EDÁFICA	9	7	9	9	9	7	7	9	9	9	7	9	9	9	9	9	9	9	6	9	
		F. FAUNÍSTICA	9	6	9	9	9	6	6	9	9	9	6	9	9	9	9	9	9	9	6	9	
		SUMA (INMES GLOBAL)	54	39	54	54	54	39	39	54	54	54	39	54	54	54	54	54	54	54	36	54	
	INEST	RIQ. POR ESTRATOS (x0,5)	8	7	8,5	8	7	6,5	6,5	8	8	6	5,5	8	8,5	8,5	7,5	8	8,5	6,5	8,5		
		COB. POR ESTRATOS (x0,5)	7	5	8	8	5	6,5	4,5	7,5	6,5	7,5	4,5	7,5	6,5	6,5	6	6	5,5	5,5	5,5		
		RIQ. DE MICROHAB.	1	1	1	1	1	0	0	2	2	1	0	2	2	2	2	2	3	2	3		
		CONECT. ESPACIAL	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
		SUMA (INEST GLOBAL)	17	14	18,5	18	14	14	12	18,5	17,5	15,5	11	18,5	18	18	16,5	17	18	15	18		
	SUMA (INNAT GLOBAL)			114	85	116	116	112	74,5	71	119	118	114	74,5	116	120	118	112	114	117	87,5	124	
	INCUCL	INPAT	VALOR ETNOBOTÁNICO (X2)	10	8	10	10	10	4	4	10	10	10	4	10	10	10	7	7	10	7	10	
			VALOR PERCEPCIONAL	10	8	10	10	10	6	6	10	10	8	6	10	10	10	7	7	10	7	10	
			VALOR DIDÁCTICO	10	7	10	10	10	6	6	10	10	8	6	10	10	10	7	7	10	7	10	
			SUMA (INPAT GLOBAL)	30	23	30	30	30	16	16	30	30	26	16	30	30	30	21	21	30	21	30	
		INCULEST	VALOR FISIONÓMICO ESTRUCT.	2	1	2	2	2	1	1	2	2	1	1	2	2	2	1	1	2	1	2	
VALOR CULTURAL ESTRUCT.			5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	5	5	5	5	5	5	5	5		
SUMA (INCULEST GLOBAL)			7	6	7	7	7	6	6	7	7	6	5	7	7	7	6	6	7	6	7		
SUMA (INCUCL)			37	29	37	37	37	22	22	37	37	32	21	37	37	37	27	27	37	27	37		
SUMA (INCON)			151	114	153	153	149	96,5	93	156	155	146	95,5	153	157	155	139	141	154	115	161		
PRICON	PRESIÓN DEMOGRÁFICA	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10			
	ACCESIBILIDAD-TRANSITABILIDAD	4	4	4	3	4	4	4	6	6	6	5	6	6	6	7	7	6	6	6			
	AMENAZAS ALTERNATIVAS	5	5	5	5	5	5	5	3	3	3	3	3	5	5	3	3	3	3	3			
	FACTOR GLOBAL DE AMENAZA	19	19	19	18	19	19	19	19	19	19	19	18	19	21	21	20	20	19	19			
	PRICON	2869	2166	2907	2745	2822	1834	1767	2964	2936	2774	1719	2898	3297	3245	2770	2810	2926	2176	3050			

Tabla 1b. Puntuaciones por criterios de cada uno de los inventarios de los setos verdes de Santiagomendi
 Fuente: elaboración propia.

20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43
9	8	8	8	8	6	6	7	6	6	5	7	9	5	5	8	6	7	9	7	5	7	8	7
10	10	10	10	10	9	9	10	10	10	10	10	10	10	9	8	8	9	7	10	4	10	10	10
16	16	16	16	16	10	10	16	16	16	14	16	16	14	14	16	16	16	16	16	2	14	16	16
6	6	6	6	6	4	4	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	1	6	6	6
41	40	40	40	40	29	29	39	38	38	35	39	41	35	34	38	36	38	38	39	12	37	40	39
9	9,5	2,5	3	6	4,5	0	4,5	4	3,5	3,5	5,5	10,5	2	2	6	4	4	7,5	5,5	2,5	3	7,5	6
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	9,5	2,5	3	6	4,5	0	4,5	4	3,5	3,5	5,5	10,5	2	2	6	4	4	7,5	5,5	2,5	3	7,5	6
18	18	18	18	18	14	14	18	18	16	14	18	18	14	14	16	16	16	16	16	14	14	16	18
9	9	9	9	9	6	6	9	9	8,5	7	9	9	7	7	9	9	9	9	9	6	7	9	9
9	9	9	9	9	6	6	9	9	8,5	7	9	9	7	7	9	9	9	9	9	6	7	9	9
9	9	9	9	9	7	7	9	9	8,5	7	9	9	7	7	9	9	9	9	9	7	7	9	9
9	9	9	9	9	6	6	9	9	8	7	8,5	9	7	7	8	8	9	9	9	3	6	9	9
54	54	54	54	54	39	39	54	54	49,5	42	53,5	54	42	42	51	51	52	52	52	36	41	52	54
9	8	8	9	9,5	7	7	7,5	7,5	7,5	6,5	8	9	6	6	8,5	7,5	8	8,5	7	6,5	6	9	8
7	6	7,5	6,5	6,5	6	6	6	6,5	6,5	5	5,5	6,5	4	4	5	5,5	6	6,5	6	5	5,5	7,5	6,5
3	3	0	1	1	0	0	1	0	2	1	2	2	1	1	1	1	3	3	2	1	1	3	2
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
20	18	16,5	17,5	18	14	14	15,5	15	17	13,5	16,5	18,5	12	12	15,5	15	18	19	16	13,5	13,5	20,5	17,5
124	122	113	115	118	86,5	82	113	111	108	94	115	124	91	90	111	106	112	117	113	64	94,5	120	117
10	8	8	9	10	6	6	10	8	7	6	8	9	6	6	7	7	7	7	7	3	6	9	10
10	8	8	8	10	6	6	10	8	7	6	8	9	6	7	7	8	7	6	7	2	6	8	10
10	8	8	9	8	6	6	8	8	7	6	8	9	6	7	8	8	7	6	7	2	6	8	10
30	24	24	26	28	18	18	28	24	21	18	24	27	18	20	22	23	21	19	21	7	18	25	30
2	2	2	2	2	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	2	2
5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	5	5
7	7	7	7	7	6	6	7	7	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	5	5	7	7
37	31	31	33	35	24	24	35	31	27	24	30	33	24	26	28	29	27	25	27	12	23	32	37
161	153	144	148	153	111	106	148	142	135	118	145	157	115	116	139	135	139	142	140	76	118	152	154
10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
6	5	7	7	7	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	7	6	7	7	6	7	6
3	5	3	3	5	3	3	3	5	3	3	4	5	3	3	3	3	3	3	5	1	5	3	3
19	20	20	20	22	19	19	19	21	19	19	20	21	19	19	19	19	20	19	22	18	21	20	19
3059	3050	2880	2950	3366	2100	2014	2812	2982	2565	2242	2890	3297	2185	2204	2632	2565	2780	2689	3069	1368	2468	3040	2917

El plan de mantenimiento y recuperación contempla diferentes estrategias, siempre teniendo en cuenta el largo plazo y que, en consecuencia, las inversiones o medidas deben ser graduales y sostenidas en el tiempo. En primer lugar, se estima oportuna la recogida de semillas, frutos y propágulos para la realización de un vivero municipal de planta autóctona que sirva para proveer de ejemplares a introducir o implantar en aquellos sectores en los que se desee implementar nuevos setos vivos. Para los primeros años, en los que todavía no pueda garantizarse la planta necesaria, se recurriría a viveros de titularidad foral. La idea es proveer de planta gratuita tanto a aquellos propietarios que se comprometan a la rehabilitación de los setos vivos ya existentes como a los que se animen a implementar nuevos tramos o setos.

Aunque las competencias fiscales responden a ámbitos o administraciones por encima de la escala municipal, también se propone la puesta en marcha de una oficina técnica municipal que se encargue de asesorar a los propietarios de terrenos con setos vivos para acogerse a las subvenciones relacionadas con la política agraria europea (PAC) y a exenciones fiscales tanto de naturaleza foral como municipal. Esta misma oficina técnica se encargaría de asesorar en materia de especies a emplear que, obviamente, serían de carácter autóctono tanto en los creados ex novo como en la recuperación y renaturalización de los ya existentes. Las labores de rehabilitación de la retícula de setos serán vigiladas a través de la guardería foral y municipal que, cada año, deberán emitir un informe sobre el estado de la cuestión.

Por último, es absolutamente imprescindible una cuidadosa labor de sensibilización, educación y transmisión de la importancia de la red de setos vivos y su recuperación tanto al público, en general, como a los centros educativos del municipio y la comarca, en particular. A tal fin, se propone la implementación de una serie de unidades didácticas que trabajen con la población infantil y juvenil de cara a su sensibilización y formación en materia paisajística, tanto de orden natural como cultural, y de conectividad ecológica.

4. CONCLUSIONES

En general, el estado actual de la red de setos vivos de Santiagomendi puede calificarse como muy bueno. Ello no obsta para que contemplemos un amplio margen de mejora de cara a su rehabilitación y extensión que optimice la conectividad entre espacios como el Parque Natural de Aiako Harriak y el corredor del Urumea, dentro de la conurbación de Donostialdea. También es primordial su renaturalización pues, si bien la mayor parte de los taxones que los integran responde a filiaciones corológicas eurosiberianas y, en mucha menor proporción, circumboreales, mediterráneas, mediterráneo-atlánticas, subcosmopolitas, plurirregionales, orófitas mediterráneo-atlánticas, los elementos introducidos suponen un porcentaje nada despreciable del elenco florístico.

La aplicación del Método LANBIOEVA arroja resultados valorativos bien esclarecedores, tanto en lo concerniente al Interés de Conservación como a la Prioridad de Conservación, que nos hablan de dos grandes tipos de setos: unos con altas puntuaciones, que se corresponden a los más maduros, menos intervenidos e integrados por especies casi exclusivamente autóctonas, equiparables a los bosques mejor conservados del ámbito atlántico y mediterráneo europeo; y otros con registros bastante más modestos, integrados por los setos más jóvenes, intervenidos y con especies alóctonas.

Cara a su rehabilitación, se ha diseñado una red potencial de setos vivos que, además de los existentes, incluye la restitución de la retícula antiguamente funcional y una ampliación de sus efectivos suficiente para garantizar una efectiva coherencia con respecto a las necesidades de conectividad ecológica. En todo caso, agrupaciones vegetales tan menguantes como los setos

vivos son acreedoras de protección a ultranza, máxime teniendo en cuenta que se encuentran sometidas a importantes amenazas, riesgos, presiones o impactos antrópicos. Han de arbitrase y aplicarse, por tanto, medidas que garanticen no solo la preservación de los ya existentes sino también su rehabilitación y renaturalización, así como la ampliación de la retícula para dotarla de máximo potencial conector.

De cara a la correcta gestión de la red, se estiman medidas como la puesta en marcha de viveros municipales que provean de la planta necesaria, la adopción de medidas que propicien una menor carga fiscal para las parcelas y propiedades que mantengan o implementen buenos setos vivos, la generación de subvenciones para el mantenimiento y ampliación de la red, la generación de un plan de manejo y gestión junto a una secretaría técnica que asesore en la correcta gestión de los setos y la implementación de una labor periódica de vigilancia que vaya evaluando la correcta gestión de la red y la óptima implementación de nuevos setos. Finalmente, es esencial acometer labores de sensibilización, formación e información acerca de la importancia de los setos vivos para la población, en general, y la infantil y juvenil, en particular.

REFERENCIAS

- Aizpurua, I.; Aseginolaza, C.; Uribe-Echebarría, P.M.; Urrutia, P.; Zorrakin, I. (1999). *Claves ilustradas de la Flora del País Vasco y territorios limítrofes*. Vitoria-Gasteiz: Gobierno Vasco: Departamento de Urbanismo Vivienda y Medio Ambiente.
- Cadiñanos, J.A.; Meaza, G. (1998a). *Bases para una Biogeografía aplicada. Criterios y sistemas de valoración de la vegetación*. Logroño: Geoforma.
- Cadiñanos, J.A.; Meaza, G. (1998b). Nueva propuesta metodológica de valoración del interés y de la prioridad de conservación de la vegetación. *I Colloque International de Botanique Pyrénéo-Cantabrique*. Mauleon: 154-166.
- Cadiñanos, J.A.; Meaza, G. (2000). *Metodología complementaria de evaluación de ecosistemas forestales*. Inédito.
- Cadiñanos, J.A.; Meaza, G.; Lozano, P.J. (2002). Valoración del interés y de la prioridad de conservación de bosques y comunidades preforestales de Larra (Alto Pirineo Navarro). *II Congreso Español de Biogeografía*. San Sebastián de La Gomera: póster.
- Cadiñanos, J.A.; Díaz, E.; Ibasate, A.; Lozano, P.; Meaza, G.; Peralta, J.; Ollero, A.; Hormaetxea, O. (2002). Aplicación de una metodología de valoración de la vegetación a riberas fluviales: ensayo en el río Butrón (Bizkaia). *Aportaciones geográficas en memoria del Prof. L. Miguel Yetano Ruiz*. Zaragoza: 65-88.
- Cadiñanos, J.A.; Lozano, P.J.; Quintanilla, V. (2011). Propuesta de marco integrado para la valoración biogeográfica de los espacios Red Natura 2000 de la Comunidad Autónoma del País Vasco. El ejemplo de Gárate-Santa Bárbara (Guipúzcoa). *Boletín de la AGE*, 57: 33-56.
- Díaz, M.C.; Lozano, P.J. (2017). Los paisajes de dehesa de la provincia de Ciudad Real. *Cuadernos Geográficos*, 56(3): 187-206.
- Lozano, P.J.; Cadiñanos, J.A.; Longares, L.A.; Cid, M.A.; Díaz, C. (2007). Valoración Biogeográfica de los tipos de bosque en la combe de Huidobro (Parque Natural de las Hoces del Ebro-Burgos). *IV Congreso Español de Biogeografía*. Ávila: 19-32.
- Lozano, P.J.; Cadiñanos, J.A. (2009). Propuesta de marco metodológico integrado para la valoración de Espacios de la Red Natura 2000 de la Comunidad Autónoma del País Vasco. El ejemplo de Gárate-Santa Bárbara (País Vasco). *V Congreso Español de Biogeografía*. Málaga: 199-206.
- Lozano P.J.; Cadiñanos, J.A.; Latasa, I.; Meaza, G. (2013). Caracterización y valoración biogeográfica de los pinares de *Pinus uncinata* del karst de Larra (Alto Pirineo Navarro) para su ordenación y gestión. *Geographicalia*, 63-64: 95-120.
- Lozano P.J.; Cadiñanos, J.A.; Latasa, I.; Quintanilla, V.; Meaza, G. (2015). Caracterización, valoración y evaluación de los paisajes vegetales de Chile Mediterráneo. *Boletín de la AGE*, 67: 14-32.



- Quintanilla, V.; Cadiñanos, J.A.; Latasa, I.; Lozano, P.J. (2012). Aproximación biogeográfica a los bosques de la región mediterránea de Chile: caracterización e inventario. *Boletín de la AGE*, 60: 91-114.
- Quintanilla, V.G.; Lozano, P.J. (2016). Valoración biogeográfica del bosque mediterráneo esclerófilo con palmeras (*Jubaea chilensis* Mol. Baillon) en la Cuenca del Quiteño, Chile a partir de la aplicación del método de valoración LANBIOEVA. *Pirineos*, 171: 1-16.

HÁBITATS ARBUSTIVOS DE INTERÉS COMUNITARIO EN LA SIERRA DEL ARAMO (MACIZO CENTRAL ASTURIANO)

Miguel Ángel Poblete, Salvador Beato y José Luis Marino

Dpto. Geografía. Universidad de Oviedo.

mpoblete@uniovi.es; beatosalvador@uniovi.es; jolumarino@gmail.es

RESUMEN

Este trabajo aborda el conocimiento de las cubiertas arbustivas de la Sierra del Aramo desde la perspectiva patrimonial, toda vez que un buen número de comunidades leñosas subarbóreas europeas ha sido incluida en el listado de hábitats de interés comunitario. Sin embargo, este tipo de vegetación es socialmente menospreciada y constituye el combustible principal en los incendios que de forma recurrente afectan al Macizo Asturiano. Por esto, se realiza un acercamiento biogeográfico a las diferentes comunidades arbustivas de la Sierra del Aramo a partir de una exhaustiva revisión bibliográfica, el análisis fitosociológico y la representación cartográfica de estas formaciones vegetales, con el objetivo de delimitar espacialmente los hábitats arbustivos de interés comunitario. Así mismo, se trata de conocer su dinámica mediante el estudio diacrónico.

El resultado es la identificación y cartografía de cuatro hábitats arbustivos de interés comunitario, en concreto, Brezales húmedos atlánticos de *Erica ciliaris* (código 4020), Brezales secos europeos (código 4030), Brezales alpinos y boreales (código 4060) y Matorrales pulvulares orófilos europeos meridionales (código 4090). Conjuntamente, ocupan cerca de 5.000 ha, esto es, el 22% del área analizada, lo cual representa una riqueza patrimonial muy relevante para la región y, especialmente, para la Sierra del Aramo. Además, el proceso de expansión del matorral sufrido en las últimas décadas parece haberse estabilizado (a pesar de que la matorralización continúa), pues ha sido seguido por la reforestación espontánea. Así pues, se están produciendo transformaciones importantes en el patrimonio vegetal que hay que valorar.

Palabras clave: patrimonio vegetal, hábitats arbustivos, Red Natura 2000, Sierra del Aramo, Asturias.

ABSTRACT

This work deals with the knowledge of the bush covers of the Sierra del Aramo from the patrimonial perspective, since a good number of European sub-arboreal woody communities have been included in the list of habitats of community interest. However, this type of vegetation is socially neglected and constitutes the main fuel in fires that repeatedly affect the Asturian Massif. For this reason, a biogeographic approach is made to the different shrub communities of the Sierra del Aramo from an exhaustive bibliographic review, phytosociological analysis and mapping of plant formations, with the objective of spatially delimiting shrub habitats of community interest. Likewise, it is about knowing its dynamics through diachronic study.

The result is the identification and mapping of four habitats of community interest, namely, Temperate Atlantic wet heaths of *Erica ciliaris* (code 4020), European dry heaths (code

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Poblete, M.A.; Beato, S.; Marino, J.L. (2020). Hábitats arbustivos de interés comunitario en la Sierra del Aramo (Macizo Central Asturiano). Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 319-328.

4030), Alpine and Boreal heaths (code 4060) and Endemic oro-Mediterranean heaths with gorse (code 4090). Together, they occupy about 5,000 ha, that is, 22% of the analyzed area, which represents a wealth of wealth that is very relevant for the region and, especially, for the Sierra del Aramo. In addition, the process of scrub expansion suffered in recent decades seems to have stabilized (despite the fact that scrubbing continues), as it has been followed by spontaneous reforestation. Thus, important transformations in the plant heritage that are to be analyzed are taking place.

Keywords: vegetable heritage, shrubby habitats, Natura 2000 Network, Sierra del Aramo, Asturias.

1. INTRODUCCIÓN

Las formaciones de matorral constituyen un recurso socioeconómico tradicional y un componente paisajístico y ecológico de primer orden en las montañas de la Cordillera Cantábrica (Morán-Ordoñez, 2013). Así lo atestigua la inclusión de un buen número de comunidades leñosas subarbóreas europeas en el listado de hábitats de interés comunitario que sirve a la Red Natura 2000. Sin embargo, este tipo de vegetación es socialmente menospreciada como herencia de la cultura agroganadera tradicional (en la que el arbusto significa el asilvestramiento de un espacio domesticado) y por la pérdida de pastos debida a la expansión arbustiva. Así, los matorrales constituyen el combustible principal en los incendios que de forma recurrente afectan al Macizo Asturiano¹, buena parte de ellos provocados. El proceso de expansión del matorral sufrido en las últimas décadas debido al cese de las actividades tradicionales, incluidas las pequeñas y continuas quemadas controladas, facilita la generación de grandes incendios (Carracedo, 2015).

La reducción en un 77,2% (entre 1962 y 2009) del número de explotaciones agrarias en la Sierra del Aramo y la disminución de la cabaña ganadera en un 33,9% explican el aumento de la superficie arbustiva. En concreto, el matorral ha aumentado 1.509,6 ha entre 1957 y 2015, un incremento del 10,3% (Beato *et al.*, 2019). Piornales, escobonales y brezales de *Erica arborea*, brezales-tojales (*Erica vagans*, *Ulex gallii*, *Ulex cantabricus*), formaciones de brezo rojo (*Erica australis*) o de brecina (*Calluna vulgaris*), aulagares, helechales y zarzales son los beneficiarios de este proceso (Beato *et al.*, 2016). Lo mismo ocurre con las formaciones arbustivas con avellanos (*Corylus avellana*), endrinos (*Prunus spinosa*), espineras (*Crataegus monogyna*) y arraclanes (*Frangula alnus*), así como las acebedas (*Ilex aquifolium*). Sin embargo, esta dinámica parece haberse estabilizado, a pesar de que la matorralización continúa, pues ha sido seguida por la reforestación espontánea. De hecho, según los indicadores del SIOSE y CORINE, los cambios en los usos del suelo están disminuyendo actualmente (Beato, 2018).

En definitiva, las superficies de pasto, matorral y bosque están transformándose a medida que las actividades humanas silvopastoriles cesan en intensidad o desaparecen. Esto produce paradojas derivadas de las pérdidas y ganancias de patrimonio a partir de un mismo fenómeno. De este modo, una formación vegetal de bajo o alto valor puede estar dando paso también a otra de escasa o gran valía. Es necesario, por tanto, efectuar valoraciones del patrimonio vegetal que sirvan en la toma de decisiones (Lozano *et al.*, 2015), mucho más si cabe si tenemos en cuenta que buena parte de las transformaciones paisajísticas en el Aramo

¹ Según nuestros cálculos a partir de los datos de la SADEI más del 83% de la superficie quemada en Asturias entre 2008 y 2018 se correspondía con matorral y monte bajo.

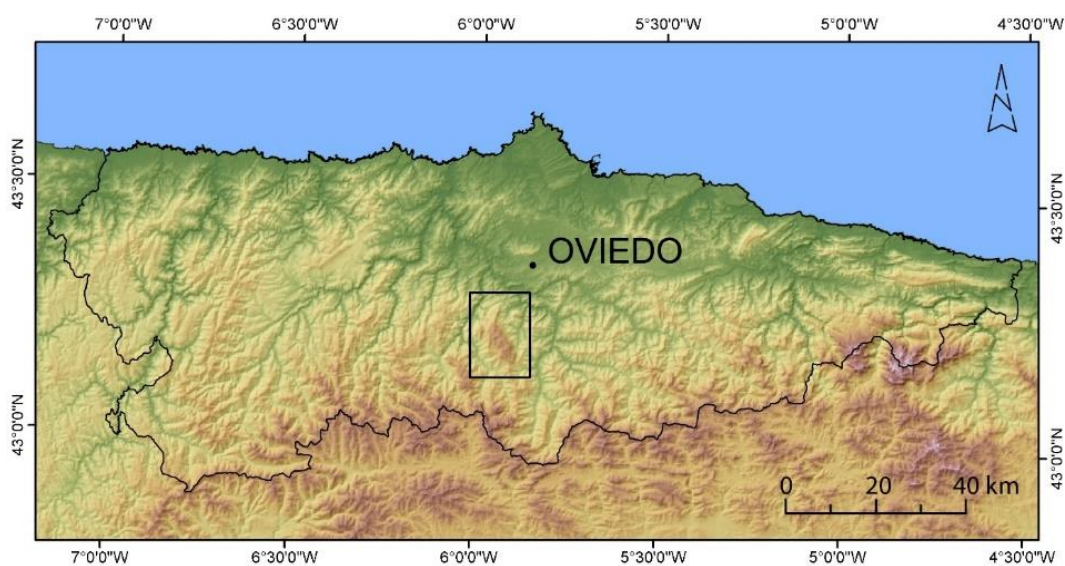
se están produciendo en Montes de Utilidad Pública (Beato, 2018). Así, el objetivo de esta aportación es analizar las comunidades vegetales de matorral de esta sierra que están clasificadas como hábitats de interés comunitario según la Directiva Hábitats de la UE, toda vez que es un criterio funcional para categorizar la riqueza en patrimonio natural de un enclave. Por otro lado, la aplicación de esta directiva en España presenta la grave deficiencia de sustentarse en una cartografía imprecisa e incorrecta que es de consulta obligatoria en los procedimientos de ordenación territorial (Beato *et al.*, 2017). Los mapas fueron realizados a partir de materiales cartográficos preexistentes en cada comunidad autónoma, por lo que los documentos, a pesar de ser digitales, están desactualizados en muchos casos y elaborados a escala 1:50.000 (Rivas Martínez *et al.*, 1993), inadecuada para el conocimiento exhaustivo del patrimonio natural (Arroyo y Fernández, 2004; Sanz y Benito, 2007; Marino *et al.*, 2017). Como alternativa se presenta un mapa a escala 1:25.000 con la distribución y extensión de los hábitats arbustivos de interés comunitario del área analizada.

2. ÁREA DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA

La Sierra del Aramo es un buen ejemplo de las transformaciones paisajísticas que se están produciendo en el Macizo Asturiano, pues se trata de una montaña media que presenta el típico mosaico agrosilvopastoril cantábrico pero situada en la periferia del área central asturiana (Mapa 1), donde se concentran las dinámicas urbanas y socioeconómicas regionales (Beato, 2018). Las diferencias litológicas y altitudinales (las calizas de montaña cabalgan sobre los materiales fundamentalmente silíceos de la Cuenca Carbonífera Central, generando importantes desniveles entre los 1.791 m del pico Gamoniteiro y los menos de 300 m de los fondos de los valles), así como la pertenencia a dos provincias biogeográficas contrastadas (la Cantábrico-Atlántica y la Orocantábrica) explican la alta biodiversidad concentrada en este enclave. Igualmente, la utilización de los recursos de este territorio desde al menos la Edad del Bronce, especialmente los minerales y los vegetales han contribuido a dicho enriquecimiento (Beato *et al.*, 2019).

Mapa 1. Localización del área de estudio

Fuente: elaboración propia a partir de los materiales digitales del Instituto Geográfico Nacional.



En cuanto al matorral, Beato (2018) señala la importancia etnográfica y paisajística de algunas comunidades vegetales en la Sierra del Aramo. Concretamente, analiza los brezales-tojales en su facies con *Ulex europaeus* en el piso colino del área septentrional (*Ulici europaei-Ericetum vagantis*) y en la de *Ulex galii*, por todas las zonas de pasto montanas de las estaciones intermedias (*Daboecio cantabricae-Ulicetum gallii*); los aulagares de porte bajo y almohadillados en formaciones abiertas dominadas por *Genista occidentalis*; los helechales-zarzales de *Pteridium aquilinum* y *Rubus* sp. que colonizan con facilidad prados y pastos; los piornales y escobonales acidófilos de *Genista florida* subsp. *polygaliphylla* y *Cytisus cantabricus*; y los matorrales rastreros del piso superior del Aramo, donde se localiza el área potencial de *Daphno cantabricae-Arctostaphylo uvae-ursi*. Además, Beato *et al.* (2016) indican que las asociaciones vegetales de matorral del Aramo se corresponden biogeográficamente con etapas de degradación de 11 series de vegetación potencial cuya etapa de cabecera son bosques (*Carici sylvaticae-Fagetum sylvaticae*, *Blechno spicanti-Fagetum sylvaticae*, *Blechno spicant-Quercetum roboris*, *Linario triornithophorae-Quercetum pyrenaicae*, etc.), por lo que constituyen fases regresivas en un proceso de cambio activo dentro de la sucesión vegetal.

Por esta razón, se realiza un acercamiento biogeográfico a las diferentes comunidades arbustivas de la Sierra del Aramo a partir de los trabajos previos (Beato, 2018; Beato, Poblete y Marino, 2016 y 2019; Beato, Marino y Poblete, 2017; Marino, Beato y Poblete, 2017), una exhaustiva revisión bibliográfica, el análisis fitosociológico y la representación cartográfica de las formaciones vegetales. Con el objetivo de delimitar espacialmente los hábitats arbustivos de interés comunitario se ha cotejado inicialmente la información contenida en los documentos científicos consultados y las conclusiones de los trabajos de campo anteriores con nuevos reconocimientos sobre el terreno. En concreto, se han caracterizado estos hábitats desde el punto de vista biogeográfico y conforme al Manual de Interpretación de los Hábitats de la Unión Europea; así como a partir de los resultados específicos de diversos autores (Rivas-Martínez *et al.*, 2003; VV.AA., 2009; Díaz, 2010), la información cartográfica y las memorias del Mapa Forestal de España (MAPAMA, 2018), del Mapa Temático de Vegetación del Principado de Asturias (INDUROT, 1994) y las tesis doctorales de Navarro (1974) y Beato (2018). Posteriormente, se han fotointerpretado las imágenes del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) de la Sierra del Aramo correspondientes al vuelo del territorio regional de Asturias de 2017, lo cual nos ha permitido la confección de un mapa a una escala mínima 1:25.000 (el uso de los ortofotomapas del PNOA de 25 cm de resolución o tamaño de píxel facilita cartografiar incluso a 1:5.000). Se solventan, así, las carencias de la cartografía oficial para la Sierra del Aramo. Igualmente, la utilización del software ArcGIS de Esri para la georreferenciación y delimitación de unidades de vegetación posibilita el cálculo de superficies y un seguimiento diacrónico a posteriori.

3. RESULTADOS

El resultado es la identificación y cartografía de cuatro hábitats arbustivos de interés comunitario, en concreto, Brezales húmedos atlánticos de *Erica ciliaris* (código 4020), Brezales secos europeos (código 4030), Brezales alpinos y boreales (código 4060) y Matorrales pulvulares orófilos europeos meridionales (código 4090). Conjuntamente, ocupan cerca de 5.000 ha, esto es, el 22% del área analizada (Tabla 1 y Mapa 2), lo cual representa una riqueza patrimonial muy relevante para la Sierra del Aramo.

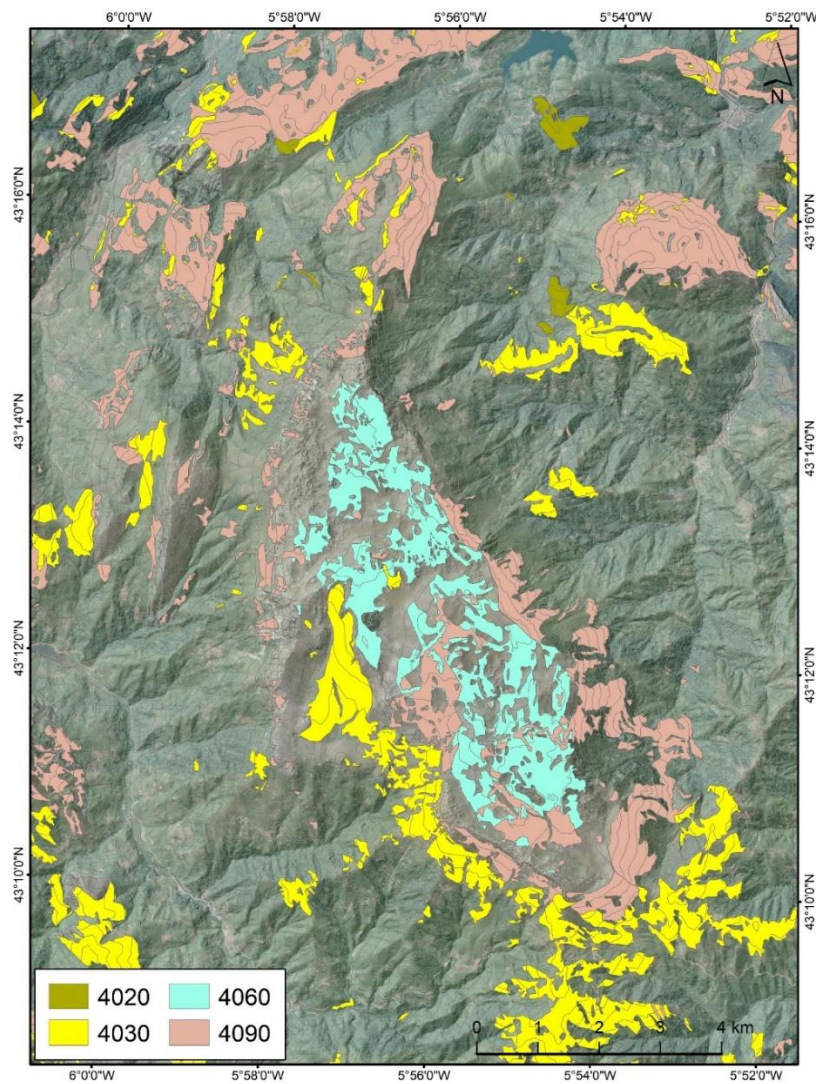
Tabla 1. Extensión de los hábitats arbustivos de interés comunitario en la Sierra del Aramo

Fuente: Elaboración propia

Código hábitat	Superficie (ha)	% hábitats	% área
4020	67,26	0,65	0,31
4030	1.767,98	17,21	8,02
4060	780,36	7,6	3,54
4090	2.290,10	22,3	10,39
Total	4.905,70	47,76	22,26

Mapa 2. Distribución de los hábitats arbustivos de interés comunitario en la Sierra del Aramo y sus estribaciones

Fuente: elaboración propia a partir de los materiales digitales del Instituto Geográfico Nacional.



3.1. Brezales húmedos atlánticos de *Erica ciliaris* (4020)

Este tipo de hábitat es propio de sustratos ácidos y muy húmedos o encharcados con formaciones vegetales higrófilas y oligotrofas. En efecto, se trata de agrupaciones dominadas por *Erica* spp. y *Genista* spp. que en la Cornisa Cantábrica se caracterizan por la asociación *Gentiano pneumonanthes-Ericetum mackaiana* con hegemonía de *Erica tetralix*, *Erica ciliaris*, *Erica mackaiana* y *Calluna vulgaris* (Ojeda, 2009a).

Estos brezales húmedos se encuentran en el sector septentrional sobre los materiales devónicos del valle de Morcín, en Caldevilla y La Piñera, y en las cercanías de Dosango. Presentan una reducida extensión (67,26 ha) pero cubiertas densas, de bajo porte, en la que *Erica mackaiana* sobresale entre otros brezos (*Erica cinerea*, *Daboecia cantabrica* y *Erica ciliaris*), la brechina (*Calluna vulgaris*) y herbáceas (*Potentilla erecta*, *Deschampsia flexuosa*, etc.).

3.2. Brezales secos europeos (4030)

Se trata de formaciones arbustivas densas y de talla media a baja que en el Macizo Asturiano están representadas por *Calluna vulgaris*, *Erica cinerea*, *Daboecia cantabrica* y *Ulex europaeus*, y además destaca la pobreza del número de especies en el estrato herbáceo (Ojeda, 2009b). En la Sierra del Aramo se corresponden con la composición florística típica de la asociación *Ulici europaei-Ericetum vagantis* propia de suelos oligotrofos. Se ciernen sobre una superficie de 1.768 ha fundamentalmente en el piso montano que circunscribe el Aramo y bordeando a las otras unidades calizas a menor altitud, tanto en territorio biogeográfico cantabroatlántico como orocantábrico (Fotografía 1).

Fotografía 1. Mosaico de pastizal y matorral con especies propias del brezal 4030 de hábitat de interés comunitario en el valle muerto pizarroso de Covachos

Fuente: elaboración propia.



3.3. Brezales alpinos y boreales (4060)

El código 4060 en la Cordillera Cantábrica engloba formaciones subalpinas de óptimo eurosiberiano, en las que dominan los elementos postrados debido a los rigores invernales y a la exposición a los vientos (Giménez, 2009). En la Sierra del Aramo está caracterizado por la asociación *Daphno cantabricae-Arctostaphyletum uvae-ursi*, siendo distintivas *Arctostaphylos uva-ursi*, *Juniperus alpina* y *Daphne laureola*.

También son frecuentes *Taxus baccata*, en su forma tapizante debido al ramoneo por ungulados, *Ribes alpinum* y *Viburnum lantana*. A menudo aparecen también otros taxones definidos fitosociológicamente dentro de *Pruno spinosae-Berberidetum cantabricae*, tales como *Berberis vulgaris* subsp. *cantabrica* y *Rhamnus alpina*. Por tanto, la extensión concreta de este hábitat es difícil de precisar, máxime si tenemos en cuenta que no forma cubiertas homogéneas, sino que aparece diseminado por las fisuras del roquedo de la plataforma culminante (Mapa 2). Por tanto, la superficie calculada ha de tomarse con cautela, pues se ha cartografiado de forma grosera respecto a los pastizales de montaña, la vegetación casmófitas, los aulagares calcícolas y las formaciones con fuerte presencia del tejo (muchos de ellos hábitats de interés comunitario identificados en los trabajos previos) que aparecen en toda la zona cacuminal. La cifra estimada es de 780,36 ha.

3.4. Matorrales pulvinulares orófilos europeos meridionales (4090)

Bajo el código 4090 se agrupan las bandas arbustivas calcícolas situadas por encima de los niveles forestales o que viven en los claros y zonas degradadas del piso de los bosques (Bonet *et al.*, 2009). Por tanto, tienen contacto en su límite altitudinal superior con los pastos y formaciones arbustivas altimontanas, mientras que en su vecindad lo hacen con otros tipos de matorral y los bosques a los que en muchos casos sustituyen. Las comunidades basófilas en las que predominan especies papilionáceas y hierbas vivaces de la Sierra del Aramo y sus estribaciones pertenecen a los sintaxones *Lithodoro diffusae-Genistetum occidentalis*, *Lithodoro diffusae-Genistetum legionensis* y *Ulici europaei-Genistetum occidentalis*. Los aulagares de *Genista hispanica* subsp. *occidentalis* abundan en las zonas calizas de los pisos colino y submontano, sobre todo, en la Coruxeda y Peñerudes, La Mostayal y el Monsacro, y junto a *Ulex europaeus*, *Erica vagans*, *Lithodora diffusa* y *Helianthemum nummularium*, también en las áreas altimontanas. Asimismo, son frecuentes especies xerotermófilas como *Rubia peregrina* y *Smilax aspera* en enclaves con menores rigores climáticos. Por el contrario, sobre los roquedos calcáreos más elevados está ausente el tojo y hay cubiertas dispersas de matorrales de aspecto almohadillado con la recurrencia de herbáceas como *Bromus erectus*, *Koeleria vallesiana* o *Helianthemum croceum* subsp. *cantabricum*. Además, en ciertos escarpes y zonas altimontanas llega a dominar estos aulagares *Genista legionensis*² (Fotografía 2), en matas mono-específicas o en formaciones diversas por la participación de plantas casmófitas y vivaces. Los tres tipos de aulagar presentan en conjunto una extensión de 2.290 ha.

² La Sierra del Aramo es la localidad más occidental para el endemismo cantábrico *Genista legionensis* (Pau) Laínz.

Fotografía 2. Mata de *Genista legionensis* en floración al norte del Gamoniteiro

Fuente: elaboración propia.



4. CONCLUSIONES

La existencia de cuatro hábitats arbustivos de interés comunitario en la Sierra del Aramo y sus estribaciones representa una riqueza patrimonial muy relevante para la región, pues ocupa el 22% del área analizada, y especialmente para esta unidad montana carente de medidas de protección o conservación del medio natural y pobre en inversiones para el desarrollo socioeconómico en relación con la naturaleza. En concreto, se trata de Brezales húmedos atlánticos de *Erica ciliaris* (código 4020), Brezales secos europeos (código 4030), Brezales alpinos y boreales (código 4060) y Matorrales pulvulares orófilos europeos meridionales (código 4090) que, conjuntamente, ocupan cerca de 5.000 ha. Su identificación, caracterización y la cartografía realizada deben servir para llamar la atención sobre este patrimonio natural, de origen plenamente cultural y futuro incierto. En efecto, la rápida transformación de la cubierta vegetal en función de los vaivenes socioeconómicos conlleva constantes pérdidas y ganancias patrimoniales que han de ser analizadas. Especialmente, las que tienen que ver con el matorral, pues constituyen las etapas seriales en la sucesión vegetal paso previo a la colonización por especies arbóreas, por ejemplo, de bosques susceptibles de ser protegidos por la misma legislación europea como los hayedos del código 9120. Por tanto, su mantenimiento o supresión ya sea de forma antrópica (para convertirlos en pastos, o simplemente controlarlos tradicionalmente mediante la corta y el fuego) o natural (por su transformación en bosques) es decisiva para el devenir de estos parajes y conlleva una profunda e interesante reflexión.

REFERENCIAS

- Arroyo, A.; Fernández, R. (2004). Los Hábitats de Interés Comunitario de bosques de ribera: un esquema general de distribución territorial en la Rioja. *Zubia*, 22: 225-236.
- Beato, S. (2018). *El patrimonio natural de la Sierra del Aramo (Montaña Central Asturiana) y la evolución de su paisaje*. Oviedo: Universidad de Oviedo, Dpto. Geografía: Tesis Doctoral inédita.
- Beato, S.; Poblete, M.Á.; Marino, J.L. (2016). La expansión del matorral y su caracterización biogeográfica en la Sierra del Aramo (Montaña Central Asturiana, España). En: Gómez, J.; Arias, J.; Olmedo, J.A.; Serrano, J.L. (Eds.). *Avances en Biogeografía. Áreas de distribución: entre puentes y barreras*. Granada: Ediciones de la Universidad de Granada, Tundra Ediciones: 494-502.
- Beato, S.; Marino, J.L.; Poblete, M.Á. (2017). El paisaje vegetal y los hábitats forestales de interés comunitario en la Montaña Central Asturiana. *Cuadernos Geográficos*, 56(1): 26-52.
- Beato, S.; Poblete, M.Á.; Marino, J.L. (2019). La dinámica del paisaje en la Sierra del Aramo (Macizo Central Asturiano): procesos naturales y antrópicos. *Pirineos*, 174, e041. [doi:10.3989/pirineos.2019.174001](https://doi.org/10.3989/pirineos.2019.174001)
- Bonet, F.J.; Zamora, R.; Gastón, A.; Molina, C.; Bariego, P. (2009). 4090 v orófilos europeos meridionales. VV.AA. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino: 1-122.
- Carracedo, V. (2015). *Incendios forestales y gestión del fuego en Cantabria*. Santander: Universidad de Cantabria, Dpto. Geografía, Urbanismo y O.T.: Tesis Doctoral inédita.
- Díaz, T.E. (2010). Caracterización de los Hábitats de Interés Comunitario (Red Natura 2000) existentes en el Principado de Asturias. II: Bosques y arbustadas arborescentes. *Bol. Cienc. Nat. R.I.D.E.A.*, 51: 213-276.
- Giménez, L. (2009). 4060 Brezales alpinos y boreales. VV.AA. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino: 1-58.
- INDUROT (1994). *Cartografía temática ambiental. Mapa de vegetación. Escala 1:25.000*. Gobierno del Principado de Asturias, Consejería de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio e Infraestructuras.
- Lozano, P.J.; Cadiñanos, J.A.; Latasa, I.; Quintanilla, V.; Meaza, G. (2015). Caracterización, valoración y evaluación de los paisajes vegetales de Chile Mediterráneo. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 67: 83-103.
- MAPAMA (Dirección General de Desarrollo Rural) (2018). Mapa Forestal de España de máxima actualidad 1:25.000 (MFE25). Ministerio para la Transición Ecológica. <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx>.
- Marino, J.L.; Beato, S.; Poblete, M.Á. (2017). El patrimonio vegetal en los Arribes del Duero zamoranos: las formaciones de enebro *Juniperus oxycedrus* L. subsp. *badia* (H. Gay) Debeaux. *Cuadernos Geográficos*, 56 (3): 90-115.
- Morán-Ordoñez, A. (2013). Modelado espacio-temporal de los servicios que proporciona la biodiversidad en los matorrales de la Cordillera Cantábrica (NO España). Efectos de los cambios socioeconómicos a varias escalas. *Ecosistemas*, 22(3): 124-127. [doi:10.7818/ECOS.2013.22-3.17](https://doi.org/10.7818/ECOS.2013.22-3.17)
- Navarro, F. (1974). *Estudio de la flora y vegetación de la sierra del Aramo y sus estribaciones (Asturias)*. Oviedo: Universidad de Oviedo, Facultad de Ciencias: Tesis Doctoral inédita.
- Ojeda, F. (2009a). 4020 Brezales húmedos atlánticos de *Erica ciliaris*. VV.AA.: *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino: 1-49.
- Ojeda, F. (2009b). 4030 Brezales secos europeos. VV.AA.: *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino: 1-66.



- Rivas-Martínez, S.; Asensi, A.; Costa, M.; Fernández, L.; Llorens, R.M.; Masalles, R.; Molero, J.; Mesa, Á.; Penas, A.; Pérez, P.L. (1993). El proyecto de cartografía e inventariación de los tipos de hábitats de la Directiva 92/43/CEE en España. *Colloq. Phytosoc.*, 22: 611-661.
- Rivas-Martínez, S.; Penas, A.; Asensi, A.; Costa, M.; Llorens, L.; Pérez, P.L.; Loidi, J.; Díaz, T.E.; Izco, J.; Ladero, M.; Fernández, F.; Sánchez, D. (2003). *Atlas y manual de los hábitats de España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Conservación de la Naturaleza.
- Sanz, V.; Benito, J.L. (2007). Mapa de Hábitat de Aragón: la cartografía de hábitats CORINE como herramienta para la gestión de la biodiversidad y de los espacios naturales protegidos. *Boletín de la Sección del Estado Español de EUROPARC*, 23: 36-41.
- VV.AA. (2009). *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/rn_tip_hab_esp_bases_eco_preliminares.aspx

FORTALECIMIENTO DE UNA CULTURA CIENTÍFICA BIOGEOGRÁFICA INCLUSIVA EN LA COMUNIDAD EDUCATIVA DE UNA ESCUELA RURAL EN TORNO A LA RESERVA DE LA BIOSFERA LA CAMPANA-PEÑUELAS

Paulina Rodríguez Díaz¹, Roxana Lebuy Castillo¹, Sally Heinz Álvarez¹ y Michèle Wilkomirsky Uribe²

¹ Ceres, Centro Regional de Investigación e Innovación para la Sostenibilidad de la Agricultura y los Territorios Rurales. prodriguez@centroceres.cl; rlebuy@centroceres.cl; sallyheinza@gmail.com

² Pontificia Universidad Católica de Valparaíso. wilkomirsky@ead.cl

RESUMEN

El proyecto “Valorando nuestra Reserva de la Biosfera: ciencia a todo terreno” apuntó a fortalecer la cultura científica de una escuela rural de Quillota en la región de Valparaíso, a partir de la incorporación de la Reserva de la Biosfera La Campana-Peñuelas a los contenidos curriculares de la educación nacional, y así acercar la biogeografía como ciencia a la comunidad educativa. La metodología empleada consistió en el co-diseño de actividades a realizar con todos los estudiantes de la escuela, las que estuvieron enfocadas a favorecer el desarrollo de habilidades y actitudes en torno al estudio de la naturaleza. Las actividades se articularon en torno a salidas a terreno a las zonas núcleo de la Reserva, siguiendo como pauta la formación que tiene un biogeógrafo. Posteriormente se realizó una evaluación global del proceso. La biogeografía como contenido educativo y la Reserva de la Biosfera como objeto de estudio, permitieron abarcar transversalmente conocimientos, habilidades y actitudes presentes en distintas asignaturas del currículo nacional. Asimismo, la inclusión de estrategias de trabajo colaborativo, experiencial y experimental fueron bien valoradas por docentes y estudiantes.

Palabras clave: Biogeografía, Reserva de la Biosfera La Campana-Peñuelas, co-diseño, inclusión escolar.

ABSTRACT

The project “Valuing our Biosphere Reserve: off-road science” aimed at strengthening the scientific culture of a rural school in Quillota in the Valparaíso region, from the incorporation of the La Campana-Peñuelas Biosphere Reserve to the contents curricula of national education, and thus bring biogeography as a science to the educational community. The methodology used consisted of the co-design of activities to be carried out with all the students of the school, which were focused on favoring the development of skills and attitudes around the study of nature. The activities were organized around field trips to the core areas of the reserve, following as a guideline the formation of a biogeographer. Afterward a global evaluation of the process was carried out. Biogeography as an educational content and the biosphere reserve as an object of study, allow to cover transversally knowledge, skills and attitudes present in different subjects of the national curriculum. Likewise, the inclusion of collaborative, experiential and experimental work strategies was well valued by teachers and students.

Keywords: Biogeography, La Campana-Peñuelas Biosphere Reserve, co-design, school inclusion.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Rodríguez Díaz, P.; Lebuy Castillo, R.; Heinz Álvarez, S.; Wilkomirsky Uribe, M. (2020). Fortalecimiento de una cultura científica biogeográfica inclusiva en la comunidad educativa de una escuela rural en torno a la Reserva de la Biosfera La Campana-Peñuelas. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 329-337.

1. INTRODUCCIÓN

Por mucho tiempo en la educación chilena, la Geografía se ha enseñado como la descripción detallada de las características físicas de los lugares del mundo, consiguiendo un aprendizaje meramente conceptual (Arenas *et al.*, 2016). Sin embargo, las habilidades que aporta la geografía en general, y la biogeografía en particular, permiten desarrollar la capacidad de interrelacionar variables diversas, comprender la complejidad de un territorio o paisaje, enfrentar riesgos naturales y abordar conflictos ambientales.

En este contexto, el proyecto “Valorando nuestra Reserva de la Biosfera: ciencia a todo terreno” (código ED220113) buscó, como objetivo general, fortalecer la cultura científica de una escuela rural de Quillota en la región de Valparaíso, a partir de la incorporación de la Reserva de la Biosfera La Campana-Peñuelas (RBCP) en los contenidos curriculares de la educación a nivel nacional, y así acercar la biogeografía como ciencia a la comunidad educativa. Para ello, se favoreció la indagación, profundización y difusión de las principales características geográficas y naturales de la RBCP y su relevancia ecosistémica. Esto se realizó con base en actividades que favorecieron el aprendizaje grupal e individual situado en el contexto regional y en consideración de la diversidad de los miembros de la comunidad (en términos de estilos de aprendizaje y necesidades educativas). En este sentido, la incorporación del contexto directo de los estudiantes a su proceso educativo, se estima como una acción fundamental para favorecer una educación inclusiva, con enfoque ambiental y de derecho.

Uno de los ejes basales del proyecto fue la articulación curricular entre los contenidos y habilidades que la biogeografía aporta a la educación, y el currículo nacional. La articulación curricular se refiere a un proyecto formativo integrado que posee suficiente justificación doctrinal y adecuación social y científica (Zabalza, 2012), que da vida al currículo, permitiendo que esta programación de saberes, habilidades y actitudes se adecúe a la misión y visión institucional, al contexto escolar y lleve al aprendizaje. En este sentido, la incorporación de la disciplina biogeográfica al currículo escolar de una escuela rural, permite la integración de las diferentes asignaturas (tales como historia y geografía, ciencias naturales, lenguaje y comunicación, matemáticas, artes y tecnología), dando la oportunidad a niños de aprender sobre su entorno de manera integral al considerar los diferentes componentes e interrelaciones que ocurren en paisajes habitados por ellos.

Cabe destacar que el proyecto se formuló y desarrolló en base al co-diseño entre profesores, psicopedagogos, equipo de dirección de la escuela, asistentes de aula, además de un grupo de investigadores compuesto por geógrafas, biólogos y diseñadores gráficos concedores de la RBCP. El co-diseño hace referencia a una metodología aprovechada por diferentes disciplinas que incorpora metodologías participativas en diversos ámbitos y para distintos procesos (Sanders y Jan Stappers, 2008). Un proceso de diseño común, identifica un problema y propone una solución para unos determinados usuarios. En cambio, en el proceso de co-diseño, quien diseña es un facilitador y no un experto. Co-diseñar no sólo se trata de un método o un conjunto de metodologías, sino un cambio en la mentalidad y actitud hacia el conocimiento que tiene la gente en torno a una problemática en común. Sanders (2002; 2010), plantea que todas las personas tienen algo que ofrecer al proceso de diseño y, a su vez, pueden ser elocuentes y creativos cuando se les dan las herramientas adecuadas para expresarse.

En base al diagnóstico realizado durante el co-diseño de formulación del proyecto, se determinó que la Reserva de la RBCP no ha sido integrada a los contenidos y experiencias educativas de los estudiantes de manera constante y sistemática aun cuando el equipo docente destaca su relevancia a nivel regional. Desde allí se identificó la necesidad general de promover un aprendizaje situado en el territorio local que promueva la generación de conciencia respecto

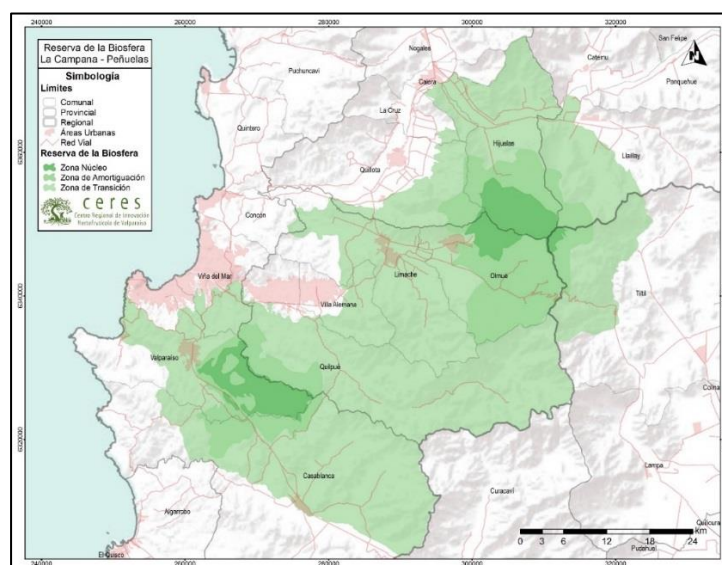
de la situación ambiental de la región. Asimismo, destaca el rol socio-territorial de las escuelas rurales que, dada su condición geográfica se encuentran más próximas a las áreas naturales y pueden ocupar un rol fundamental en lo que respecta a la educación ambiental y a la valoración de los espacios naturales desde una perspectiva de desarrollo sostenible. En este sentido, el proyecto significó una oportunidad de incorporar la RBCP en el proceso de aprendizaje de las y los estudiantes del establecimiento desde una perspectiva inclusiva, lo que incluye la incorporación del territorio y la cultura local de sus estudiantes, así como sus diferentes maneras de aprender.

2. ÁREA DE ESTUDIO Y COMUNIDAD EDUCATIVA

2.1. Descripción de la zona de estudio

En el año 1984 se declara la RBCP, ampliándose su superficie en 2009 a partir de dos zonas núcleo separadas entre sí y protegidas legalmente (SNASPE), el Parque Nacional La Campana y la Reserva Nacional Lago Peñuelas. En torno a las zonas núcleo, se definen las respectivas zonas de amortiguación y transición. En su conjunto la RBCP cuenta con una superficie total de 238.216 ha, en la que residen un total aproximado de 124.083 personas distribuidas en las 11 comunas reconocidas en la actualidad (Lebuy, 2018).

Mapa 1. Reserva de la Biosfera La Campana-Peñuelas.



El paisaje de la RBCP, especialmente sus zonas núcleo, se pueden definir como áreas medianamente intervenidas por las actividades agropecuarias intensivas, lo que le ha permitido mantener las características tradicionales y pintorescas de un poblado rural con una alta biodiversidad. Estas unidades culturales están inmersas en áreas naturales con vegetación de tipo mediterránea, formando sistemas que sustentan una riqueza florística de composición mixta y endémica. De acuerdo al análisis de la distribución geográfica de los principales géneros, los elementos florísticos son Chileno Central 6%, Subantártico 3%, Andino 6%, Neotropical 35%, Gondwánico 12%, Pantropical 7% y otros 31% (hemisferio norte -elemento Holártico-, zonas templadas de ambos hemisferios -elemento Anfítropical disyunto- y

ampliamente repartidos en el planeta -elemento Cosmopolita-). Sólo en el Parque Nacional La Campana se consideran 192 especies, subespecies y variedades pertenecientes a los géneros mencionados. Esto refuerza la idea de una composición mixta con clara predominancia de elementos Neotropicales y Gondwánicos, lo que puede ayudar a comprender cómo ha evolucionado la flora y de qué manera ocurrió el poblamiento vegetacional del área (Elórtegui y Moreira, 2002). Estas especies a su vez se distribuyen en un relieve cordillerano costero con geformas accidentadas que aumentan la biodiversidad, producto de los microclimas existentes, lo que finalmente le confiere las condiciones para ser laboratorios al aire libre ideales para la educación ambiental y biogeográfica regional.

2.2. Descripción de la comunidad escolar

La escuela rural en que se desarrolló el proyecto está compuesta por ochenta y ocho estudiantes, de los cuales trece pertenecen al nivel preescolar y setenta y cinco al de educación básica, estando organizados en cursos multinivel. En cuanto al cuerpo docente, la escuela cuenta con diez profesores, una educadora de párvulos, tres educadores diferenciales, un psicólogo, un terapeuta ocupacional, un fonoaudiólogo, un asistente social y un coordinador de convivencia escolar. Adicionalmente, circundan el establecimiento, asistentes de mantención, funcionarios de cocina y los apoderados de los y las estudiantes. Todos ellos componen una comunidad educativa de particularidades únicas.

En los últimos años la comunidad educativa ha vivido un proceso de cambio en la composición de su matrícula. Actualmente se ha incorporado una mayor cantidad de estudiantes con necesidades educativas específicas (NEE), tanto de carácter transitorio como permanente, alcanzando un 50% la matrícula perteneciente al Programa de Integración Escolar (PIE). Esto ha implicado un desafío para el establecimiento en términos de adaptar sus métodos de enseñanza a la diversidad del alumnado. En suma a lo anterior, la matrícula es altamente variable durante el año debido a la localización relativa del establecimiento: el periurbano de la comuna de Quillota, Región de Valparaíso, en el límite de la zona de transición de la RBCP. Esta ubicación ha propiciado que estudiantes con problemas conductuales y/o de integración en otros establecimientos educativos de la zona urbana próxima, se trasladen a la escuela rural en búsqueda de una comunidad educativa más pequeña y un ambiente más tranquilo. En este contexto, la escuela posee un Índice de Vulnerabilidad Escolar (IVE) del 97%, “este índice se calcula mediante la estimación del porcentaje ponderado de aquellas necesidades consideradas como riesgosas, como por ejemplo: necesidad médica, déficit del peso para la edad, pobreza, entre otras” (Infante *et al.*, 2013: 289).

3. METODOLOGÍA

La metodología utilizada consistió en tres fases. La primera fase fue co-diseñar la planificación de las actividades en conjunto con el equipo docente, las que están enfocadas en favorecer el desarrollo de las habilidades y actitudes en torno al estudio de la naturaleza. En la segunda fase se realizaron las actividades con alumnos y profesores en terreno y en aula, siguiendo como pauta la formación que tiene un biogeógrafo. Y en la tercera fase se realizó la evaluación global del proyecto en conjunto con todo el cuerpo docente.

3.1. Fase 1: Co-diseño

La metodología se basa en la facilitación del diálogo y la reflexión del equipo trabajo. En términos prácticos, esta fase se desarrolla en el contexto de reuniones de trabajo entre el equipo docente del establecimiento educativo y el equipo del proyecto, donde se favorece la construcción de un equipo de trabajo interdisciplinario. En dichas instancias se planificaron las

actividades a realizar con los y las estudiantes considerando las particularidades de cada nivel y de cada estudiante con NEE; estas actividades fueron: salidas a terreno a las zonas núcleo de la RBCP, producción de textos en formato póster científico en torno a la RBCP, valoración participativa de la RBCP, modelamiento 3D de la RBCP y la realización de un día abierto, en que bajo la modalidad de feria científica escolar, se invita a la comunidad educativa para finalizar el método científico con la comunicación de resultados.

3.2. Fase 2: Actividades con estudiantes

Todas las actividades del proyecto se articularon en torno a las salidas a terreno a las dos zonas núcleo de la RBCP. Esto porque los terrenos ofrecen a los estudiantes un sinnúmero de nuevas experiencias en la naturaleza que estimulan sus pensamientos reflexivos, críticos y creativos. Entonces, dichas experiencias y nuevos aprendizajes, fueron el insumo utilizado para el resto de las actividades.

Las salidas a terreno a las dos zonas núcleo de la RBCP se planificaron en reuniones de co-diseño, donde se definieron tanto los aspectos logísticos, como la definición de contenidos pedagógicos, el itinerario, circuito, y el material de trabajo pedagógico específico para cada nivel (pautas de observación, herramientas de registro, otros). Se realizaron con base en una metodología en que se favorece un aprendizaje experiencial e *in situ* respecto de los contenidos biogeográficos propuestos por el equipo de investigadores, además de los objetivos de aprendizaje, habilidades y aptitudes seleccionados en el co-diseño. Además, estas salidas fueron previamente coordinadas con Corporación Nacional Forestal (CONAF), como administradores de las áreas protegidas por el Estado, quienes actuaron como anfitriones de las visitas para que los estudiantes pudieran comprender la manera en que se organizan y administran las zonas núcleo de la Reserva.

En todos los terrenos se desarrolló la observación, como procedimiento base de la ciencia, respecto de los elementos que componen el paisaje tanto a nivel geomorfológico, biogeográfico y cultural. Para ello se diseñaron pautas de observación acorde para cada nivel, orientadas a identificar y relacionar elementos naturales y culturales presentes en el paisaje de las zonas núcleo. Estas pautas se apoyaron en el uso de instrumentos de levantamiento de información en terreno, tales como cámara fotográfica, lupas, binoculares, brújulas, clinómetros y GPS. Cabe destacar que, para mantener el interés y motivación de los y las estudiantes en las temáticas abordadas, los terrenos fueron ejecutados uno en el primer y otro en el segundo semestre del año escolar, por cada nivel.

Posteriormente, se realizó la producción de textos de difusión en formato de póster científico por los propios estudiantes, con base en la experiencia y aprendizajes producidos en terreno. De esta manera se articuló la asignatura de Lenguaje y Comunicación con la temática, destacando la importancia de la comunicación en el proceso científico. Es así como los estudiantes prepararon, de manera individual o grupal, un póster con los aspectos que consideraron relevantes que su comunidad conozca.

Seguidamente, se realizó una actividad de valoración participativa de la RBCP, la cual se desarrolló con base en los principios del mapeo participativo. Este ejercicio consiste en identificar y analizar las características que componen los paisajes de la RBCP, otorgando valores y significados a los elementos tangibles e intangibles. El desarrollo de la actividad se relaciona directamente con el proceso de observación, análisis y reflexión previo realizado en las salidas a terreno a las zonas núcleo, en especial, con la identificación de las principales características geomorfológicas, biogeográficas y culturales que componen los paisajes estudiados, otorgando valores, para finalmente espacializarlos en mapas de la RBCP.

A continuación, se facilitó un proceso de modelamiento tridimensional de la RBCP que se comprende como un trabajo de carácter participativo que potencia la co-construcción de aprendizajes en torno al territorio, sus características y elementos naturales y culturales; utilizando los avances en conocimientos científicos, así como también herramientas propias de las disciplinas de las ciencias de la tierra y del medioambiente. La elaboración de los modelos 3D de la RBCP se realizó de manera colaborativa entre los diferentes niveles de la escuela. Se trabajó sobre una base rígida con una impresión del mapa de la RBCP en formato A0. Sobre éste se modeló el relieve con material reciclado, utilizando como guía la exageración del relieve en 3D de *Google Earth Pro*. Sobre el relieve se depositaron figuras de los diferentes elementos del paisaje, realizadas con masas de modelar por los niveles más pequeños.

Finalmente, como actividad de cierre del proyecto, se realizó un día abierto a toda la comunidad escolar. Durante este evento desarrollado en formato de feria científica, se expusieron los resultados del trabajo realizado por estudiantes y equipo docente de todo el año. Con la participación de los apoderados y familias de los estudiantes, se realizaron reconocimientos a estudiantes y profesores. El ambiente fue de remembranza e intercambio de experiencias entre toda la comunidad educativa, lográndose una difusión de conocimientos en torno a la RBCP desde la biogeografía, en donde niños y niñas fueron protagonistas.

3.3. Fase 3: Evaluación global del proyecto

En esta fase se realizó una evaluación de parte de todo el equipo docente de la escuela en dos etapas. Esta consistió en un cuestionario con alternativas según la escala de Likert, anónimo y voluntario, con el fin de conocer el grado de conformidad de los participantes. La escala de Likert “consiste en un conjunto de ítems presentados en forma de afirmaciones o juicios, ante los cuales se pide la reacción de los participantes” (Sampieri, 2014: 238). En una primera instancia se consultó por cuatro dimensiones y, en una segunda, por otras tres dimensiones, abarcando en total todas las actividades realizadas durante la ejecución del proyecto: (i) reuniones de co-diseño; (ii) salidas a terreno a zonas núcleo de la RBCP; (iii) producción de textos en formato póster científico; (iv) participación en proyectos científicos escolares; (v) valoración participativa de la RBCP; (vi) modelamiento 3D de la RBCP; y (vii) día abierto. Los resultados se discutieron en reuniones posteriores con miras a mejorar el trabajo realizado e identificar mejores formas de abordar la biogeografía con los estudiantes.

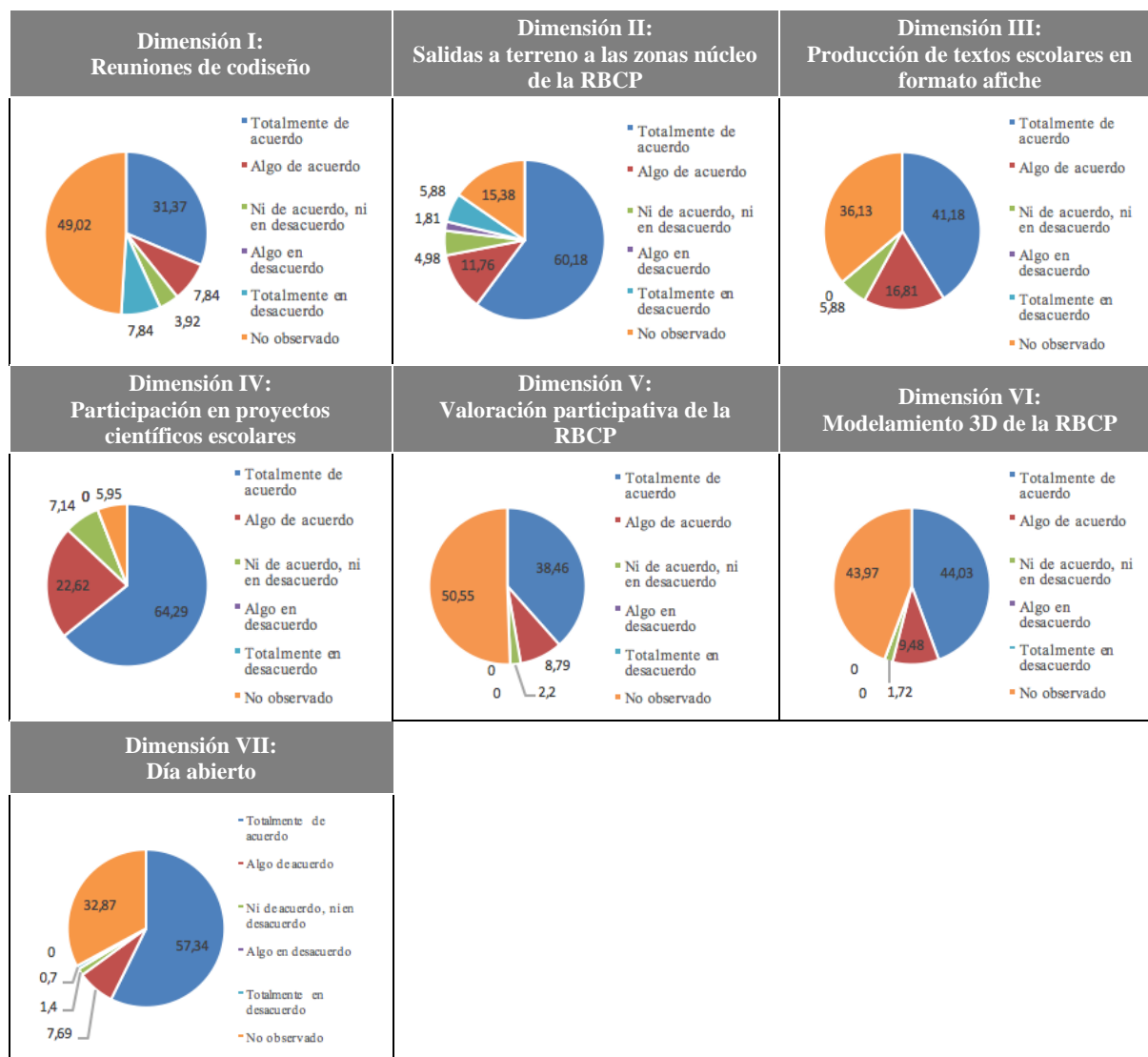
4. RESULTADOS

La evaluación global del proyecto arrojó resultados por siete dimensiones (Figura 1) que se corresponden con la totalidad de actividades desarrolladas durante el año de ejecución del proyecto. La dimensión I “reuniones de co-diseño”, muestra que un 49% de los profesores y asistentes de la educación no participaron de las reuniones de co-diseño. La dimensión II “salidas a terreno a las zonas núcleo de la RBCP” indica que un 60% está totalmente de acuerdo con las afirmaciones positivas de la experiencia. En la dimensión III “producción de textos escolares en formato afiche”, destaca que mientras un 41% valora positivamente la actividad, un 36% afirma no haberla observado. La dimensión IV “participación en proyectos científicos escolares” ha sido aquella con más alto porcentaje de aceptación (64% totalmente de acuerdo y 22% algo de acuerdo).

Las siguientes actividades y evaluaciones se realizaron luego del retorno a clases tras el estallido social ocurrido en Chile desde octubre de 2019. Esto significó re-planificar las actividades en un periodo de tiempo menor al considerado inicialmente. En esta situación, las

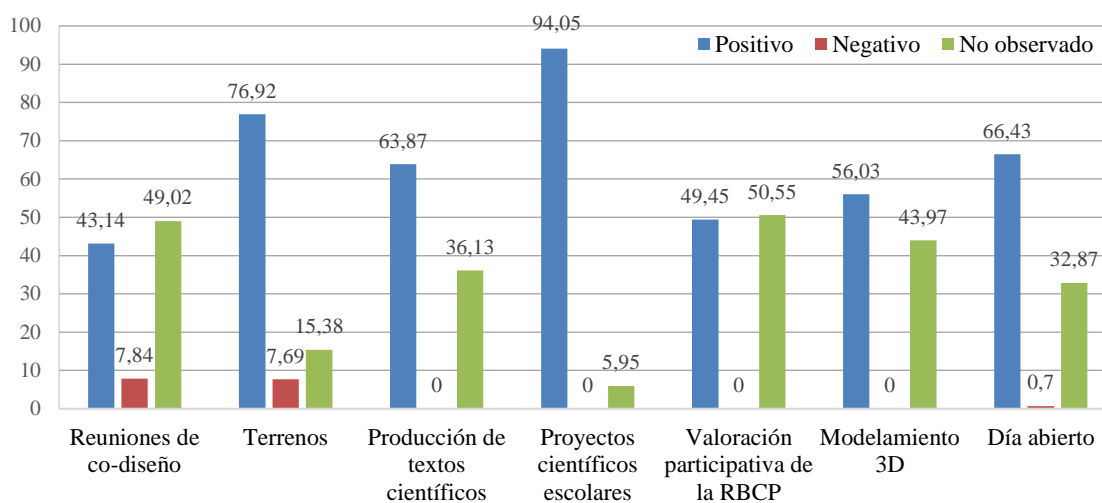
valoraciones de las dimensiones V “valoración participativa de la RBCP”, VI “modelamiento 3D de la RBCP” y VII “día abierto”, reflejan la disminución de las reuniones de co-diseño al arrojar que el 51%, 44% y 33% respectivamente de los consultados, no observaron la actividad. Sin embargo, el día abierto alcanzó un 57% en la mayor valoración de las afirmaciones positivas del cuestionario.

Figura 1. Resultados en porcentajes de valoración por dimensión



En cuanto a los resultados comparados del grado de conformidad de los encuestados sobre las diferentes actividades (Figura 2), la participación en proyectos científicos escolares por parte de los estudiantes de 7° y 8° básico, fue la mejor valorada con un 94%. Resulta llamativo que es la única actividad que no estaba contemplada en la planificación original del proyecto, ésta emergió de las oportunidades identificadas durante el proceso en concordancia con el contexto situado.

Figura 2. Resultados comparados de la evaluación global del proyecto



5. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La articulación curricular es un proceso sumamente necesario para poder generar una organización vertical de los distintos niveles y ciclos de enseñanza, con respecto a un tema o a una asignatura. Para que este sea significativo debe ser co-diseñado por los docentes, enfocados en contextualizar aquello que se quiera enseñar para darle sentido a lo que los estudiantes están aprendiendo. Idealmente debe apuntarse al desarrollo de una experiencia interdisciplinaria que muestre a los niños que el aprendizaje es una experiencia que puede valorarse desde cualquier disciplina, y no solo una red de contenidos medibles, que le permite aprender desde sus propias capacidades y adquirir habilidades desde un contexto conocido y experiencial.

Las instancias de co-diseño son experiencias sumamente enriquecedoras en donde la planificación de metodologías de aprendizaje, son adecuadas a la realidad de cada aula y cada alumno/a, permitiendo la generación de una instancia de planificación basada en la diversidad de personas que están dentro de una sala de clases, pudiendo anticipar estrategias, materiales, actividades adecuadas para un nivel, un ciclo o un curso.

Es importante el proceso cíclico de evaluación constante, esto permitió incorporar una nueva actividad en el marco de la biogeografía, los proyectos científicos escolares desarrollados por estudiantes de 7° y 8° básico, que terminó siendo la más pertinente al contexto sociocultural de la escuela, obteniendo resultados sobresalientes.

La incorporación de la disciplina biogeográfica fue una estrategia exitosa para la implementación de prácticas pedagógicas concretas que, por un lado, promueven cambios didácticos relacionados con los diferentes estilos de aprendizaje, pero que a su vez incentivan la motivación, interés y participación de los estudiantes a través del trabajo colaborativo, experiencial y experimental tanto en terreno como en el aula. El abordaje de la inclusión educativa en el quehacer cotidiano requiere de la facilitación de procesos reflexivos sostenidos de toda la comunidad educativa, que devengan en el desarrollo y consolidación de prácticas inclusivas. En coherencia, la RBCP como contenido permite abarcar transversalmente conocimientos, habilidades y actitudes presentes en distintas asignaturas del currículo nacional.

La inclusión de estudiantes con NEE fue totalmente posible debido al trabajo de co-diseño con el equipo docente de la escuela, quienes tienen el conocimiento de las necesidades de cada

alumno/a, lo que permitió generar una instancia de trabajo participativo, donde el foco estaba en que cada alumno/a fuera protagonista de su experiencia de aprendizaje sin importar sus diferencias. Por ejemplo, en 4º año básico una alumna con parálisis utiliza una silla de ruedas para desplazarse, esta necesidad llevó a adecuar los terrenos a zonas con senderos planos más cómodos donde ella pudiera explorar y trabajar igual que el resto de sus compañeros/as.

Todos los procesos son siempre mejorables, en el caso de este proyecto se considera necesario de optimizar en un futuro los mecanismos de comunicación efectiva con todos/as los/las docentes del establecimiento, a través de la generación de espacios de reflexión pedagógica, vinculación y valoración del quehacer que realizan dentro de su comunidad. Para, de esta manera, identificar la importancia de la identidad y el territorio en los aprendizajes que entregan a sus estudiantes, para lograr que esta visión sea parte del Proyecto Educativo Institucional, y el aporte de este proyecto no sea meramente anecdótico, sino una práctica transformadora, creciente, comunitaria en torno a la valoración de su territorio.

Agradecimientos

El desarrollo del proyecto “Valorando nuestra Reserva de la Biosfera: ciencia a todo terreno” (código ED220113) fue financiado por el XXII Concurso Nacional de proyectos Explora de Valoración y Divulgación de la Ciencia y la Tecnología 2018-2019, eje Valoración (CONICYT). Las autoras desean agradecer especialmente a Mónica Hormazábal, directora de la escuela, Ana María Canelo, profesora de ciencias de la escuela, y Natalia Morales, educadora diferencial de la escuela, por su participación permanente en el proyecto y a CONAF por su apoyo en este proyecto.

REFERENCIAS

- Beraza, M. (2012). Articulación y rediseño curricular: el eterno desafío institucional. *Revista de Docencia Universitaria*, 10: 17-48. doi: 10.4995/redu.2012.6013
- Elórtogui y Moreira (Eds.) (2002). *Parque Nacional La Campana*. Santiago de Chile: Editorial Taller La Era.
- Infante, M.; Matus, C.; Paulsen, A.; Salazar, A.; Vizcarra, R. (2013). Narrando la vulnerabilidad escolar: performatividad, espacio y territorio. *Literatura y Lingüística*, 27: 281-308. doi:10.29344/0717621x.27.61
- Lebuy, R.; González, B.; Cáceres, T.; Huerta, P. (2018). Propuesta de ordenamiento territorial participativo para el territorio de la Reserva de la Biosfera La Campana- Peñuelas: Un análisis desde lo local. En: Gosálvez, R.; Díaz, M.; García, J.; Serrano de la Cruz, M.; Jerez, O. (Coords.). *Bosque Mediterráneo y Humedales: Paisaje, Evolución y Conservación. Aportaciones desde la biogeografía*. La Mancha: Almod Ediciones de Castilla, Tomo 2: 656-666.
- Arenas, A.; Fernández, H.; Pérez, P. (Eds.) (2016). *Una educación geográfica para Chile*. Santiago de Chile: SOCHIGEO.
- Sanders, E. (2002). *From User-Centered to Participatory Design Approaches*. En: Frascara, J. (Ed.). *Design and the Social Sciences*. UK: Taylor & Francis Books Limited: 18-25.
- Sanders, E. (2010). Stepping stones across the gap: Explorations in the generative design space. *Rehearsing the Future*, 116-120.
- Sanders, E.; Stappers, P. (2008). Co-creation and the new landscapes of design. *Journal CoDesign*, 4: 5-18. doi: 10.5040/9781474282932.0011
- Sampieri, R.; Fernández, C.; Baptista, M. (2014). *Metodología de la Investigación*. 6ta Edición. México DF: MrGraw-Hill.

CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD
XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía
Santander (Cantabria), 22-25 junio de 2020



RED IBÉRICA PARA LA TRANSFERENCIA DEL CONOCIMIENTO Y LA INNOVACIÓN EN LA DEHESA Y EL MONTADO. RETROALIMENTANDO LA BIOGEOGRAFÍA CULTURAL DE DEHESAS Y MONTADOS

Eva Beatriz Rodríguez Pérez y Marta Fernández Calvache

*Facultad de Geografía e Historia, Universidad de Sevilla.
erodriguez25@us.es; mfernandez23@us.es*

RESUMEN

Esta contribución tiene por objeto presentar al ámbito científico la Red Ibérica para la Transferencia del Conocimiento y la Innovación en la Dehesa y el Montado. Esta Red, promovida en el marco del Proyecto de Cooperación Transfronteriza para la Valorización Integral de la Dehesa-Montado dentro del Programa INTERREG V-POCTEP 2014-2020, persigue contribuir el intercambio de conocimiento, de buenas prácticas y de innovación entre los distintos actores y sectores relacionados con la dehesa y el montado. Con ello, se espera mejorar el acceso de estos agentes al conocimiento disponible para afrontar los desafíos que estos sistemas enfrentan.

Palabras clave: transferencia de conocimiento, innovación, dehesa, montado.

ABSTRACT

The purpose of this contribution is to introduce the Iberian Network for Knowledge Transfer and Innovation in the Dehesa and Montado systems to the scientific community. This Network has been promoted in the context of the Cross-Border Cooperation Project for the Integral Valorisation of the Dehesa-Montado system within the Programme INTERREG V-POCTEP 2014-2020. This network aims to contribute to the exchange of knowledge, best practices and innovation between the different actors and sectors related to these systems. We hope this improves dehesa-montado stakeholders' access to available knowledge in order to address the challenges faced by these systems.

Keywords: knowledge transfer, innovation, dehesa, montado.

1. CONTEXTO EN EL QUE SURGE

El Proyecto de Cooperación Transfronteriza para la Valorización Integral de la Dehesa-Montado (PRODEHESA MONTADO) persigue poner en marcha las actuaciones necesarias para valorizar ambiental y económicamente la dehesa y su equivalente portugués, el montado, desde un punto de vista sostenible.

Estos sistemas resultan de siglos de intervención humana. Se caracterizan por su uso no intensivo, así como por su carácter tradicionalmente multiproductivo, con la coexistencia de diferentes aprovechamientos agrícolas, ganaderos y forestales. De acuerdo con el *Libro Verde de la Dehesa* (2010), esta cubre en torno a 3,5 millones de hectáreas en España, distribuidas por

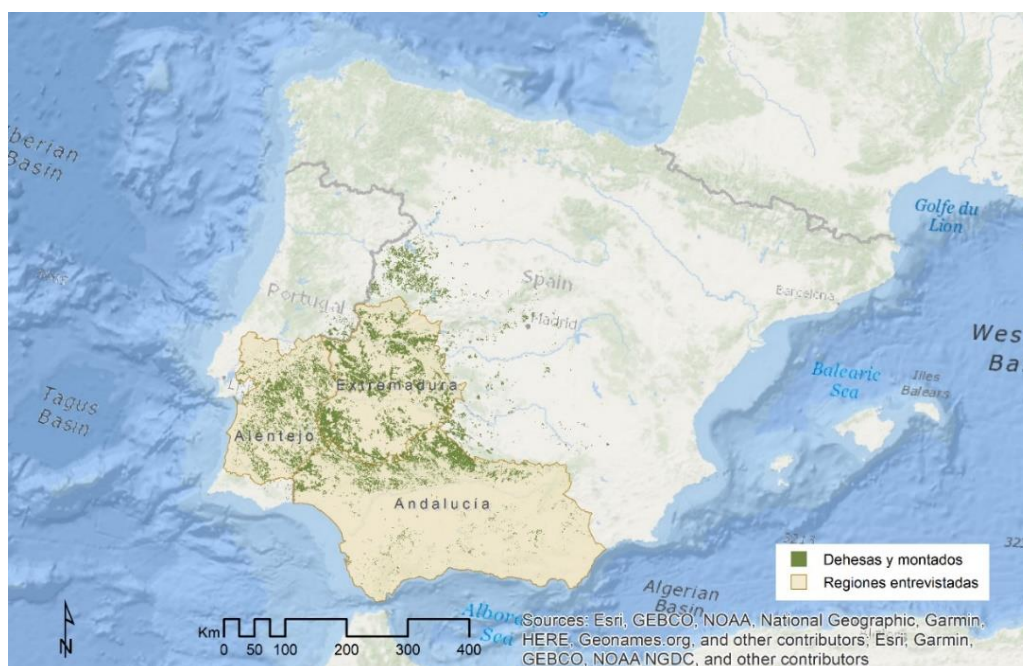
Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Rodríguez Pérez, E.B.; Fernández Calvache, M. (2020). Red Ibérica para la Transferencia de Conocimiento y la Innovación en la Dehesa y el Montado. Retroalimentando la Biogeografía cultural de dehesas y montados. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 339-345.

las Comunidades Autónomas de Extremadura, Andalucía, Castilla la Mancha, Castilla y León y Madrid (Mapa 1). Por su parte, el *Livro Verde do Montado* (2013) indica que la cobertura del montado en Portugal supera el millón de hectáreas, principalmente en el Alentejo y con alguna extensión en sus regiones limítrofes (la región Centro y el Algarve), aunque esta estimativa incluye también formaciones cerradas, no limitándose a formaciones adhesionadas.

Mapa 1. Sistemas agroforestales de la Península Ibérica, representados por dehesas en España y montados en Portugal

Fuente: Corine Land Cover, 2018.



La Unión Europea considera tanto a la dehesa como al montado Sistemas Agrarios de Alto Valor Natural, habiendo sido reconocidos también como Hábitats de Interés Comunitario por la Directiva Hábitats (Directiva 92/43/CEE). Gestionados de forma sostenible, estos sistemas son proveedores de una amplia diversidad de servicios ecosistémicos (Carmona Belo *et al.*, 2009; Branco *et al.*, 2010; Pinto-Correia *et al.*, 2013; Garrido *et al.*, 2017). Sin embargo, en las últimas décadas, vienen sufriendo una progresiva degradación que pone en entredicho su sostenibilidad (Moreno y Pulido, 2009; Muñoz-Rojas *et al.*, 2019).

En la raíz de esta degradación se encuentra la baja rentabilidad de estos sistemas, influida por una creciente dependencia de insumos externos (ej. alimento para el ganado, combustible) y, por un mayor incremento de los costes de producción en comparación con el precio de los productos de la dehesa-montado (Consejería de Agricultura y Pesca, 2008; Pulido y Picardo, 2010; Pérez Díaz, 2015). Relacionado con esta escasa rentabilidad, se encuentra la escasez de mano de obra, especialmente para tareas cualificadas, así como el envejecimiento de los titulares de explotación por falta de relevo generacional. Es por ello que la viabilidad económica de estos sistemas se considera un factor determinante para su futura sostenibilidad.

A su vez, desde una perspectiva ambiental, actualmente la dehesa-montado se enfrenta al debilitamiento y la muerte de encinas y alcornoques a causa de diversas plagas y enfermedades, lo que se conoce en España como la Seca (Consejería de Agricultura y Pesca, 2008; Pulido y Picardo, 2010; Corral Ribera *et al.*, 2018). Esta situación tiene un detonante importante en las

prácticas de manejo realizadas -que han contribuido a la baja regeneración del arbolado y a su envejecimiento- y se ve agravada por el cambio climático, que estaría aumentando la vulnerabilidad de los árboles.

Como resultado de las circunstancias anteriores y del efecto negativo de determinadas políticas agrarias, en los últimos años se han producido cambios en la gestión de estos sistemas que están llevando hacia su intensificación, simplificación o abandono (Schröder, 2005; Acebes *et al.*, 2016; Almeida *et al.*, 2016; Ferraz-de-Oliveira *et al.*, 2016; Garrido *et al.*, 2017). Algunos ejemplos son el aumento de las cargas ganaderas, la sustitución de especies más tradicionales por vacuno, la movilización mecánica del suelo, una menor realización de podas, el abandono de la trashumancia y de prácticas de acotamiento para regeneración, una reducción en la diversidad de productos en la explotación, etc. Estos cambios en el manejo conllevan la degradación del sistema. A modo de ilustración, las dinámicas de intensificación dificultan la regeneración del arbolado, aumentan su vulnerabilidad ante plagas y enfermedades, y contribuyen a la compactación de los suelos disminuyendo la infiltración del agua e incrementando la erosión; mientras que el abandono conlleva, entre otros impactos, el aumento del riesgo de incendios y una pérdida de heterogeneidad en el ecosistema, importante para la biodiversidad. Adicionalmente, a los cambios anteriores se suman otros, como la complementariedad o sustitución por otros usos como el cinegético y el turístico.

1.1. La necesidad de transferencia en el contexto de la dehesa y el montado

El preocupante contexto de degradación de la dehesa y del montado, la complejidad de estos sistemas y de los retos a los que se enfrentan, requieren la implementación de respuestas innovadoras, tanto en su gestión como en la producción y comercialización de sus productos, que revaloricen económicamente estos sistemas, al mismo tiempo que posibiliten su sostenibilidad ambiental.

La magnitud de este desafío, al que contribuyen los más de 4 millones de ha ocupadas por dehesas y montados, demanda la participación y coordinación de la amplia multiplicidad de actores involucrados en la recuperación y la innovación en estos sistemas, con la finalidad de poder actuar de manera más unificada y efectiva, así como para poder capitalizar sobre lo aprendido.

Esta necesidad de una mayor y mejor transferencia del conocimiento hacia estos sistemas aparece recogida en diversos documentos, relacionados con el diagnóstico de su estado actual y con directrices de actuación para su sostenibilidad, como son el *Libro Verde de las Dehesas* (2010), el *Livro Verde dos Montados* (2013) o el *Plan Director de las Dehesas de Andalucía* (2017). De los aspectos señalados en estos documentos, se puede extraer que:

- Existen numerosos proyectos de investigación relacionados con estos sistemas, que, sin embargo, han tenido una escasa transferencia a su gestión. Asimismo, el conocimiento acumulado a lo largo de muchos años de trabajo, se encuentra disperso y poco disponible para su aplicación práctica.
- El conocimiento no está circulando de manera eficaz, ni desde la investigación hacia la gestión de la dehesa-montado, ni desde la gestión hacia la investigación. Es por tanto necesario crear canales para la transferencia de conocimiento científico-técnico al sector, que permitan dar una mejor respuesta a las demandas de información del gestor.
- Es necesaria una mayor coordinación dentro del mundo de la investigación, y entre estos y los distintos actores de la transferencia y la formación, de modo que se consiga un mejor uso de los recursos y una mayor complementariedad de las investigaciones y actuaciones, siendo también necesaria una mejor organización del sector de la producción que permita un

planteamiento conjunto de las cuestiones más importantes. En términos generales, se requiere una mayor coordinación entre todos los actores de la dehesa-montado.

2. TRABAJOS PREVIOS

El diseño de la Red Ibérica para la Transferencia del Conocimiento y la Innovación en la Dehesa y el Montado (en adelante, la Red), que se presenta en las siguientes secciones, está basado en un Diagnóstico de las Necesidades y Oportunidades de la Transferencia de Conocimiento y de la Innovación en el Sistema Dehesa-Montado, realizado durante las etapas previas al desarrollo de la misma.

Para la elaboración de este diagnóstico se realizaron un total de 52 entrevistas en profundidad con entidades que participan de manera recurrente en iniciativas de promoción de la innovación y de transferencia de conocimiento en la dehesa-montado; así como con actores que se consideró que podrían tener un papel indirecto o potencial en esta materia.

Las entrevistas se llevaron a cabo en las tres regiones del área del proyecto (Andalucía, Extremadura y la región portuguesa del Alentejo), siendo, además, representativas dentro de los territorios de la dehesa-montado (Mapa 1). A través de las entrevistas se persiguió, principalmente: entender los papeles actuales o potenciales de los diferentes actores en los procesos de transferencia de conocimiento y de innovación, identificar actores clave, profundizar en el funcionamiento y las barreras de la transferencia, y conocer las necesidades de conocimiento percibidas por los actores de la dehesa-montado.

Toda la información recabada fue analizada cualitativamente en la elaboración del diagnóstico y se ha tenido en cuenta en el diseño de la Red.

3. OBJETIVO GLOBAL

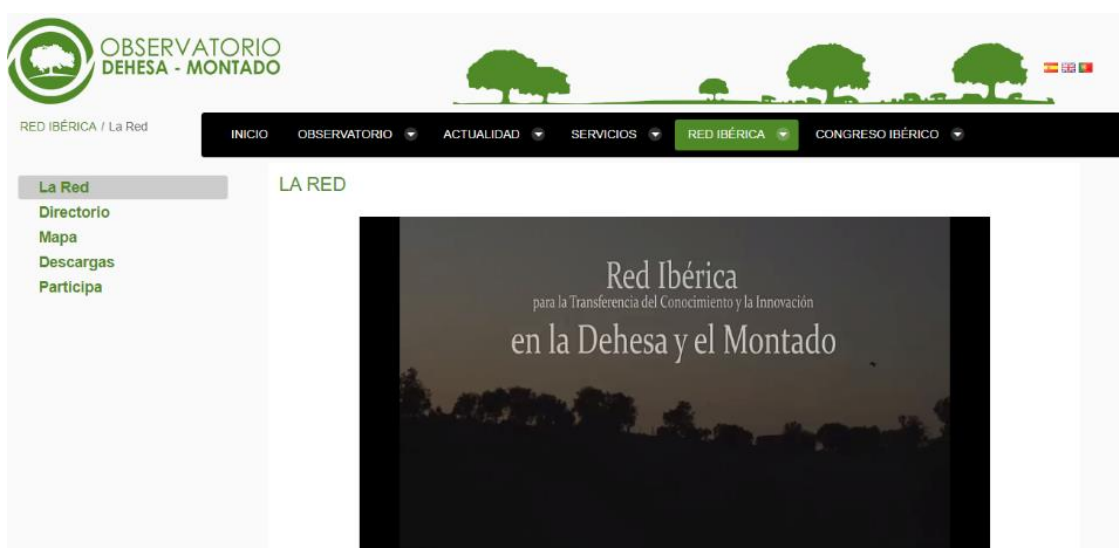
En base a lo mencionado anteriormente, la Red persigue apoyar e impulsar el intercambio y la transferencia de conocimiento, de buenas prácticas y de innovaciones a la gestión de la dehesa-montado, a la producción y a la comercialización de sus productos, con el fin de contribuir a una mayor valorización económica y ambiental de estos sistemas.

Para ello, busca integrar y conectar a propietarios y gestores (públicos y privados), empresas de transformación y de servicios, centros de investigación, asociaciones del sector y otros actores de España y Portugal comprometidos con el intercambio de conocimiento y, de experiencias que contribuyan a la valorización y sostenibilidad de estos sistemas.

4. CÓMO FUNCIONA

La Red se aloja en el Observatorio de la Dehesa y el Montado (www.observatoriodehesamontado.com), una plataforma web (Figura 1) coordinada por el Centro de Investigaciones Científicas y Tecnológicas de Extremadura (CICYTEX), cuyo objetivo es ofrecer información sobre la dehesa y el montado.

Figura 1. Página web de la Red, alojada dentro del Observatorio de la Dehesa y el Montado



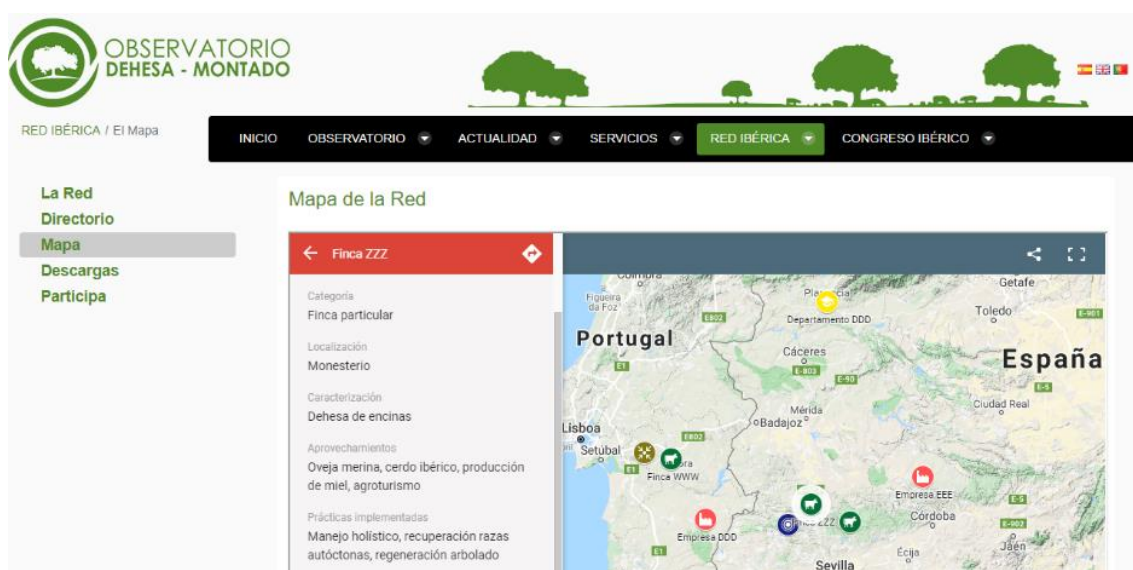
La web de la Red contiene un conjunto de herramientas que se espera que ayuden a mejorar y promover la transferencia de conocimiento y la innovación en estos sistemas.

Las herramientas y funciones de la Red son las siguientes:

1. Directorio con información de los miembros de la Red, que persigue:
 - Facilitar la identificación, localización y contacto de personas/entidades con conocimiento y experiencia en diferentes áreas relacionadas con la dehesa y el montado.
 - Favorecer el contacto entre diferentes actores de la dehesa-montado: sectores productivos, centros de investigación, así como con otras entidades involucradas en la producción y transferencia de conocimiento, y en la promoción de la innovación.
 - Apoyar la difusión de buenas prácticas e innovaciones, resultados de investigación, eventos de divulgación y formación, demostraciones en campo, etc.
2. Mapa de la Red, un visor web (Figura 2) con el que se pretende:
 - Visibilizar experiencias innovadoras y buenas prácticas implementadas por diferentes actores de la dehesa-montado.
 - Facilitar la localización de los casos anteriores en el territorio.
 - Mostrar una diversidad de prácticas y productos que contribuyen a la valorización económica y ambiental de estos sistemas.
 - Servir de ejemplo e inspiración a otras fincas y empresas.
3. Sección de descargas, con la intención de:
 - Recopilar el material que sea intercambiado a través de la Red (ej. manuales de gestión, fichas de extensión, vídeos demostrativos, resultados de investigación, cursos y jornadas de formación).
 - Proporcionar información útil a los usuarios.

La inscripción en la Red es gratuita y a excepción del Directorio, que por motivos de protección de datos solo es accesible a los miembros de la Red, el resto de herramientas son de libre acceso.

Figura 2. Mapa de la Red



5. A QUIÉN VA DIRIGIDA

Pueden formar parte del Directorio:

- Propietarios o gestores, empresas de transformación y de servicios, asociaciones, investigadores y otros actores relacionados directa o indirectamente con la dehesa y el montado, con interés en recibir información y conocimiento que contribuya a la valorización económica y ambiental de estos sistemas.
- Además del Directorio, del que formarán parte todos los miembros de la Red, podrán formar parte del Mapa de la Red aquellos miembros que reúnan las siguientes características:
- Propietarios o gestores de dehesa-montado y empresas de transformación y de servicios, que implementen buenas prácticas o innovaciones a través de las cuáles apoyen la valorización y sostenibilidad de estos sistemas.
- Entidades públicas o privadas, propietarias o gestoras de dehesas, comprometidas con la experimentación y demostración de buenas prácticas.
- Otras entidades comprometidas con el intercambio y la transferencia de conocimiento y, de experiencias para la valorización y sostenibilidad de la dehesa-montado.

6. BENEFICIOS DE PARTICIPAR

Entre los resultados de la Red, se espera que sus miembros obtengan los siguientes beneficios:

- Mayor acceso a información, conocimiento, innovaciones y buenas prácticas relacionadas con la dehesa-montado.
- Identificación y contacto de otros actores de interés.
- Mejor conocimiento de recursos y herramientas disponibles para diferentes áreas de interés.
- Mayor alcance territorial de las acciones de transferencia de conocimiento.

Agradecimientos

El Proyecto de Cooperación Transfronteriza para la Valorización Integral de la Dehesa-Montado (0276_PRODEHESA_MONTADO_6_E) está cofinanciado por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) a través del Programa INTERREG V-A España-Portugal (POCTEP) 2014-2020.

REFERENCIAS

- Acebes, P.; Pereira, D.; Onãte, J.J. (2016). Towards the identification and assessment of HNV Dehesas: a meso-scale approach. *Agrofor Syst.*, 90: 7-22. doi:10.1007/s10457-014-9756-8
- Almeida, M.; Azeda, C.; Guiomar, N.; Pinto-Correia, T. (2016). The effects of grazing management in montado fragmentation and heterogeneity. *Agrofor Syst.*, 90: 69-85. doi:10.1007/s10457-014-9778-2
- Branco, O.; Bugalho, M.; Silva, L.N.; Barreira, R.; Vaz, P.G.; Dias, F. (2010). *Hotspot areas for biodiversity and ecosystem services in Montados*. Lisboa: WWF Portugal y CEABN.
- Carmona Belo, C.; Silva Pereira, M.; Moreira, A.C.; Seita Coelho, I.; Onofre, N.; Ambrósio Paulo, A. (2009). Montado. Pereira, H.M.; Domingos, T.; Vicente, L.; Proença, V. (Eds.). *Ecossistemas e Bem-Estar Humano. Avaliação para Portugal do Millenium Ecosystem Assessment*. Lisboa: Escolar Editora: 251-293.
- Consejería de Agricultura y Pesca (2008). *Caracterización Socioeconómica de la Dehesa de Andalucía*. Sevilla: Junta de Andalucía.
- Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural; Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio (2017). *Plan Director de las Dehesas de Andalucía*. Sevilla: Junta de Andalucía.
- Corral Ribera, M.; Fidalgo Hijano, C.; Vázquez Peco, B. (2018). Factores ambientales en la distribución de la seca en la encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota*). *Espacio Tiempo y Forma Serie VI, Geografía*, 11: 107-120. doi:10.5944/etfvi.11.2018.21777
- Ferraz-de-Oliveira, M.I.; Azeda, C.; Pinto-Correia, T. (2016). Management of Montados and Dehesas for High Nature Value: an interdisciplinary pathway. *Agrofor Syst.*, 90: 1-6. doi:10.1007/s10457-016-9900-8
- Garrido, P.; Elbakidze, M.; Angelstam, P.; Plieninger, T.; Pulido, F.; Moreno, G. (2017). Stakeholder perspectives of wood-pasture ecosystem services: a case study from Iberian dehesas. *Land Use Policy*, 60: 324-333. doi:10.1016/j.landusepol.2016.10.022
- Moreno, G.; Pulido, F.J. (2009). The functioning, management and persistence of dehesas. Rigueiro-Rodríguez, A.; McAdam, J.; Mosquera-Losada, M.R. (Eds.). *Agroforestry in Europe*. Dordrecht: Springer: 127-160. doi:10.1007/978-1-4020-8272-6
- Muñoz-Rojas, J.; Pinto-Correia, T.; Thorsoe, M.H.; Noe, E. (2019). The Portuguese Montado: A Complex System under Tension between Different Land Use Management Paradigms. *Silvicultures-Management and Conservation*. IntechOpen. doi:10.5772/intechopen.86102
- Pérez Díaz, A. (2015). La dehesa: ¿un paisaje en agonía? *Rev Estud Extremeños*, 71: 569-604.
- Pinto-Correia, T.; Ribeiro, N.; Potes, J. (2013). *Livro verde dos montados*. Évora: Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas (ICAAM) - Universidade de Évora.
- Pulido, F.; Picardo, A. (2010). *Libro verde de la dehesa. Documento para el debate hacia una Estrategia Ibérica de Gestión*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Castilla y León, Sociedad Española de Ciencias Forestales, Sociedad Española para el Estudio de los Pastos, Asociación Española de Ecología Terrestre, Sociedad Española de Ornitología.
- Schröder, C. (2005). *Dinámica de las Dehesas de Sierra Morena*. Sevilla: Consejería de Medio Ambiente.

CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD
XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía
Santander (Cantabria), 22-25 junio de 2020



EJE TEMÁTICO III

Biodiversidad en los entornos humanizados

LOS NÚCLEOS URBANOS, ÁREAS PREFERENTES DE EXPANSIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS EL CASO DE *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle

Mario Corral Ribera

Universidad Autónoma de Madrid. mariocorral93@gmail.com

RESUMEN

La existencia y propagación de las especies exóticas invasoras se ha convertido en una preocupación para amplios sectores del ámbito español, del continente europeo y a nivel internacional. La comunicación tiene como objeto el estudio de la distribución de *Ailanthus altissima* (Especie Exótica Invasora) en diferentes núcleos dentro de la Comunidad de Madrid.

La metodología desarrollada en esta investigación presenta tres etapas: (i) reconocimiento de los municipios y muestreo de zonas con *Ailanthus altissima*. (ii) modelización y cartografía de la expansión del ailanto en el territorio. (iii) valoración de las áreas de preferente ocupación por parte de esta especie, estableciendo una comparación entre la distribución en España y en otras zonas del continente europeo.

Los resultados de la distribución de *Ailanthus altissima* en los casos de estudio muestran diferencias en el interior y periferia de los núcleos urbanos. En el interior aparecen individuos de porte arbóreo en alcorques, patios y jardines particulares. Además, en espacios abandonados (solares, escombreras, antiguas canteras, etc.) conforma grandes masas. En la periferia, configura grandes masas lineales en márgenes de vías de comunicación. Así como pequeños rodales en ecosistemas naturales.

Palabras clave: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, Cuenca Alta del Manzanares, invasión biológica, Especie Exótica Invasora (EEI).

ABSTRACT

The existence and spread of invasive alien species has become a concern for broad sectors of Spain, European continent and international level. The purpose of the communication is to study the distribution of *Ailanthus altissima* (Invasive Exotic Species) in different nuclei within the Community of Madrid.

The methodology developed in this research has three stages: (i) recognition of municipalities and sampling of areas with *Ailanthus altissima*. (ii) Modeling and mapping of the expansion of the ailanto in the territory. (iii) Valuation of the areas of preferential occupation by this species, establishing a comparison between distribution in Spain and other areas of the European continent.

The results of the distribution of *Ailanthus altissima* in the case studies show differences in the interior and periphery of urban centers. In the interior there are individuals of arboreal bearing in alcorques, courtyards and private gardens. In addition, in abandoned spaces (solar, rubble, old quarries, etc.) forms large masses. On the periphery, it configures large linear masses in margins of communication paths. As well as small stands natural ecosystems.

Keywords: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, biological invasion, Cuenca Alta del Manzanares, Invasive Alien Species (IAS).

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Corral Ribera, M. (2020). Los núcleos urbanos, áreas preferentes de expansión de especies exóticas invasoras. El caso de *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 349-358.

1. INTRODUCCIÓN

Por Especie Exótica Invasora (EEI) se entiende aquella especie que se ha introducido (por acciones antrópicas) fuera de su área de distribución natural en un nuevo ecosistema o hábitat. Por sus características fisiológicas expansivas, es agente perturbador (capaz de modificar las relaciones bióticas y abióticas del medio) y, por consiguiente, presenta amenaza para la diversidad biológica nativa; además de generar pérdidas económicas y poder causar daños a la salud humana (ISSG, *Invasive Species Specialis Group*).

Desde épocas coloniales, siglo XV, los seres humanos han intensificado, tanto directa, como indirectamente, el tránsito de cuantiosas especies fuera de su límite de distribución natural. En este sentido, la riqueza en el número de especies y la diversidad biológica; se ve afectada y reducida por la globalización y el expansionismo económico. Una de las principales características del proceso de globalización es la concentración de un elevado número de personas y de sus actividades en espacios reducidos. Esta centralización repercute directa e indirectamente sobre el medio ambiente, el efecto más significativo se ha ejercido sobre la biodiversidad (Davis, 2003; Perrings *et al.*, 2005; Meyerson y Mooney, 2007; Kowarik y Von der Lippe, 2008).

Entre otras cuestiones destaca la expansión de especies exóticas que se convierten o pueden convertirse en invasoras (Ehrenfeld, 2003). En los nuevos territorios ocupados desplazan a los organismos autóctonos, reducen la diversidad genética, disminuyen y sustituyen a las variedades silvestres, dando lugar al deterioro de ecosistemas, hábitats o nichos ecológicos. Actualmente se considera que, el principal agente causante de la pérdida de biodiversidad es el continuo intercambio comercial a escala global (Davis, 2003; Perrings *et al.*, 2005; Meyerson y Mooney, 2007; Kowarik y Von der Lippe, 2008). Y a las especies exóticas invasoras, se les considera como la segunda causa de pérdida de biodiversidad y deterioro de los ecosistemas a nivel mundial (Genovesi y Shine, 2004).

Se han establecido en los siglos XVII, XVIII y XIX, en Europa, la presencia de entre 500-700 especies exóticas. A partir del siglo XX, el número asciende considerablemente, estableciéndose en torno a 4.372. Pero en el siglo XXI, especialmente entre 2000 y 2010, se produce un aumento sin precedentes en el número de EEI: se estima, en torno a 5.000 EE para el año 2000 y casi 12.000 para el 2010. Los datos más recientes, cuantifican aproximadamente 14.000 en 2018 (ISSG)

A todas las escalas de análisis, el mayor número de especies exóticas invasoras son de procedencia asiática. De las 100 EEI más preocupantes a escala global y en el continente europeo, 36 y 38 (respectivamente) son nativas de Asia. España, el número asciende a 46 especies. El país de origen del mayor número de EEI es China. Los datos varían en función de la escala: 9 a escala global, 16 en Europa y 21 en el caso de España.

En la presente comunicación se ha estudiado la distribución de *Ailanthus altissima* en dos núcleos (Colmenar Viejo y Miraflores de la Sierra) de la Comunidad de Madrid (España), a fin de encontrar disparidad en la distribución, densidad y situación de la especie en sendos núcleos y entre el entorno urbano y el rural.

2. CARACTERIZACIÓN DEL AILANTO

Ailanthus altissima (árbol del cielo o árbol de los dioses) es junto una de las seis especies (originarias de China y Norte de Vietnam) que pertenecen a la familia Simaroubaceae e integra el género *Ailanthus*. Esta familia agrupa 24 géneros y alrededor de 190 especies de plantas leñosas. *Ailanthus*, género nativo del este de Asia, se caracteriza por estar integrado

por especies arbóreas caducifolias de rápido crecimiento. Pueden alcanzar los 24 a 45 m de altura y presentan una corteza lisa de color verdosa en su primera etapa de desarrollo y pardusca grisácea en la época de madurez. Las hojas son de gran tamaño (15-45 cm de longitud), alternas, pinnaticompuestas, impari o paripinnadas y algo coriáceas. Las flores polígamas, de color verdoso y/o amarillento y el fruto es una polisámara, dispuesta en racimos más o menos péndulos con tonalidad verde-amarillenta, rojiza y marrón. La semilla de contorno redondeado u obovado, rodeada por el ala (González, 2001). El rasgo más característico de estas especies es la peculiaridad de generar una sustancia, la ailantona, con cierto grado de toxicidad, en corteza, leño y/o semillas; y capacidad inhibidora para el desarrollo de otras especies.

Los caracteres y rasgos biológicos que tiene la especie, junto con su alta plasticidad para adaptarse a diferentes ambientes, su capacidad competitiva y su amplia expansión fuera de su rango de distribución natural (China y Norte de Vietnam) ha servido para incluirla dentro de las 20 especies exóticas de prioridad a controlar y reducir en la franja de Europa mediterránea (Sheppard *et al.*, 2005; Kowarik y Säumel, 2007). Cuando se ha instalado en un territorio, ejerce, en primer lugar, una fuerte presión sobre el resto de organismos vegetales; es un agente causante del desplazamiento de especies autóctonas cuando ha conformado masas de varios individuos, haciendo casi imposible su erradicación (Corral, 2018b).

Desde 2008, la expansión del ailanto es una de las principales preocupaciones de los investigadores científicos dedicados al estudio de las EEI. Destaca el proyecto *Delivering Alien Invasive Species Inventories of Europe*. Si bien, hasta el reglamento de ejecución (UE) 2019/1262 de la comisión de 25 de julio de 2019 por el que se modifica el anterior de Ejecución (UE) 2016/1141 y se actualiza la lista de especies exóticas invasoras preocupantes para la Unión, se consideró como EEI preocupante para la Unión Europea.

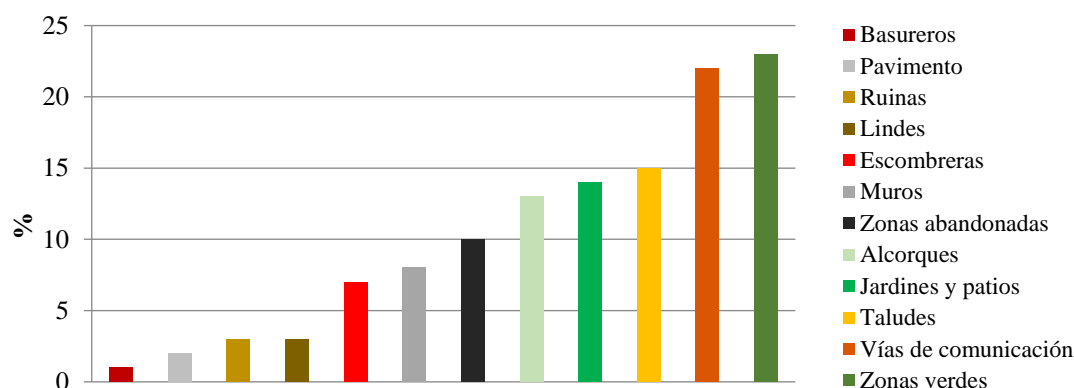
Junto al comportamiento de *Ailanthus altissima* el desarrollo del comercio internacional, esencialmente el establecido entre China y el resto de continentes, se erigen en los principales agentes implicados en la expansión del ailanto fuera de su rango de distribución natural. Así, la especie, ha colonizado numerosos y diversos territorios entre los 35° y 60° de latitud en el hemisferio norte y entre los 30° a 60° de latitud en el Sur (Kowarik y Säumel, 2007; Gassó *et al.*, 2012). En líneas generales, la mayor parte de este territorio se caracteriza, desde el punto de vista climático, por una estación cálida de larga duración, un periodo de heladas regulares en invierno y precipitación anual que supera los 500 mm (Kowarik y Säumel, 2007).

La mayoría de los espacios ocupados por su rango secundario, están sujetos a cierto grado de perturbación: bien antrópica (contaminación, abandono o deterioro de espacio urbano y rural, construcciones, etcétera) o bien naturales que conllevan la pérdida de cubierta arbórea (incendios, aclareos, enfermedades fitosanitarias, entre otras) (Kowarik y Säumel, 2007).

2.1. Caso de Europa

El ailanto fue introducido accidentalmente en Europa (Londres y París) en 1751 (Swingle, 1916). El rápido grado de crecimiento del ailanto, junto con la vistosidad y vigorosidad de su porte arbóreo, hicieron que la aristocracia británica lo introdujera de forma ornamental en parques y jardines de Chelsea o Busbridge (Londres). La metadación de investigaciones que centran su base en los espacios con presencia de ailanto, muestran la alta plasticidad adaptativa y de expansión de la especie en el territorio europeo (Figura 1).

Figura 1. Espacios con presencia de *Ailanthus altissima* (Europa)



En su inmensa mayoría, el *A. altissima* presenta una amplia dispersión en zonas verdes, márgenes de vías de comunicación, patios o jardines particulares y alcorques de los núcleos urbanos. Esta distribución está muy correlacionada con su introducción para fines ornamentales. Casos, por ejemplo, de los parques de la ciudad de Hamburgo y Brandemburgo (Alemania) o zonas verdes de Lieja, Mons, Amberes, Bruselas o Gante (Bélgica) se han visto intensamente invadidos por la especie (Köwarik y Böcker, 1984).

Del mismo modo, el ailanto se ha utilizado como especie fitoestabilizadora debido a su sistema radicular (elevado número de raíces que son capaces de ocupar amplia superficie) en la inmensa mayoría de los países europeos. Así la especie ha sido introducida en los márgenes de vías de comunicación, como el caso de la carretera que une los núcleos urbanos.

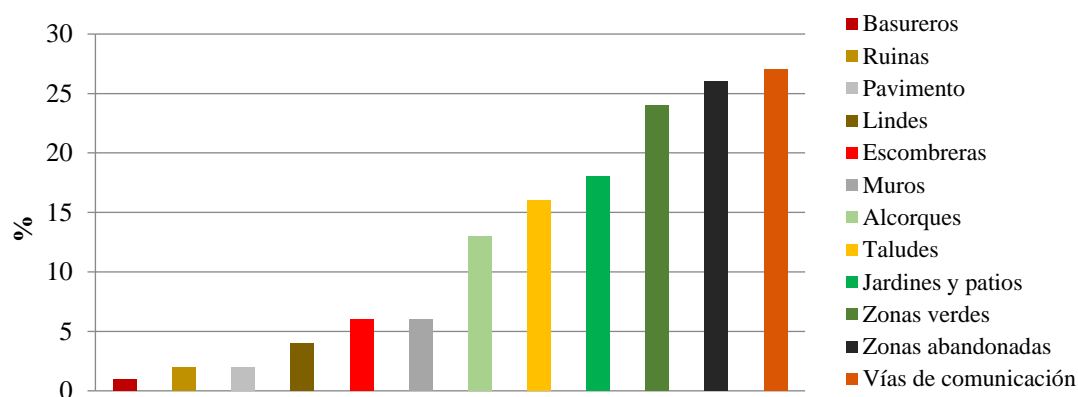
2.2. Caso de España

Las primeras citas que hablan sobre el ailanto en España se remontan al siglo XIX. A partir de entonces, aparecen investigaciones que muestran cómo en esa centuria el ailanto se encontraba naturalizado, apareciendo en todo tipo de suelos y conformando pequeños bosquetes. La mayoría de las referencias, aluden a su introducción antrópica, ligada a un uso ornamental.

Las principales regiones de expansión en España presentan predominio e influencia climática mediterránea. Muy significativa es la presencia de la especie en Cataluña, la zona de Levante (Alicante y Valencia principalmente) y en el valle del Ebro hacia territorios del interior de la provincia de Aragón. En el interior peninsular, la especie no sigue un patrón dispersivo concreto; entre otras regiones: las gargantas de Nuño Cojo y El Venerito en el valle del Tiétar, (Ávila, España) o en el Arroyo de Tejada (Colmenar Viejo, Madrid) afluente del río Manzanares (Madrid, España) (Corral, 2018a). También aparecen pequeños retazos en Castilla-León, (ocupando parte de Salamanca) y en el País Vasco (Sanz *et al.*, 2004). Sin embargo, la capacidad dispersiva del ailanto le ha permitido ocupar casi la totalidad de las regiones de España (Sistema de información sobre las plantas de España, ANTHOS).

A grandes rasgos, la especie está bien consolidada y conforma manchas en el interior y periferia de los núcleos urbanos. También se dispone linealmente, paralela a vías de comunicación. Además, se asocia con formaciones de ribera. Así, los ambientes más comunes colonizados por el Ailanto (en España) son similares a los de Europa (Figura 2).

Figura 2. Espacios con presencia de *Ailanthus altissima* (España)



El uso ornamental que tradicionalmente se le ha dado a la especie, se manifiesta en su presencia en zonas verdes, jardines, patios y alcorques de diferentes núcleos urbanos. Por otro lado, los datos muestran que el ailanto es una especie colonizadora de zonas deterioradas o abandonadas.

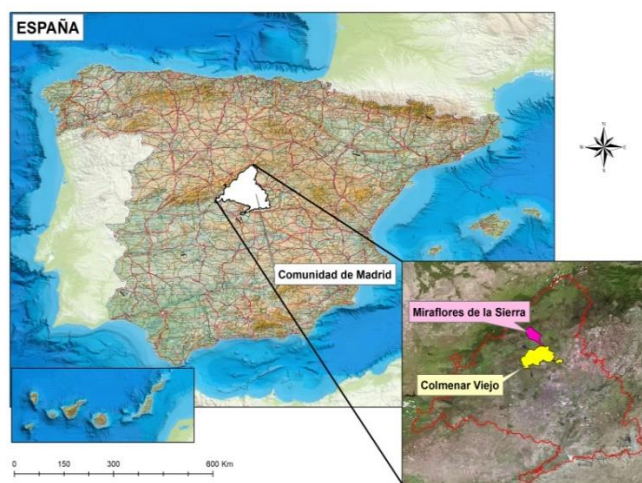
3. MATERIAL Y MÉTODOS

El desarrollo de la investigación ha exigido la implementación de una metodología que presenta varias etapas en su aplicación: (i) reconocimiento de los municipios y constatación in situ por trabajo de campo de zonas con *A. altissima*. En esta primera fase se ha procedido a la georreferenciación de los individuos detectados. Tras la localización se metadatan aspectos singulares de los ambientes invadidos por la especie (número de individuos, porte del ailanto, altitud, litología uso del suelo, especies acompañantes, entre otros). El número de individuos se ha estimado, contando tanto chirpiales como individuos adultos. Esta primera etapa permite contextualizar la distribución del ailanto en el territorio. (ii) Modelización y cartografía de la expansión del ailanto en el territorio. La cartografía base sobre la que se ha trabajado ha sido proporcionada por el Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA); el Ministerio de Agricultura, el Centro Nacional de Información Geográfica (CNIG); el Instituto Geográfico Nacional (IGN). Se ha empleado la variable número de individuos para representar, mediante puntos graduales (en tamaño y color) las masas de ailanto. Así se han definido seis intervalos: Individuos aislados (punto tamaño 1 de color blanco), de 2 a 10 individuos (punto tamaño 2 color verde), de 11 a 40 (punto tamaño 3 color azul-verdoso), de 41 a 80 (punto tamaño 4 color amarillo), de 81 a 200 (punto tamaño 5 color naranja) y las grandes masas de entre 201 a 400 individuos (punto tamaño 6 y color rojo). Por último, la cartografía ha ido acompañada de fotografías de las manchas de ailanto más representativas para cada municipio. Esta selección se ha debido a los rasgos singulares del ambiente donde se han desarrollado dichas manchas.

4. ÁREA DE ESTUDIO

Para esta comunicación se han seleccionado los municipios de Colmenar Viejo y Miraflores de la Sierra (Mapa 1). Ambos se encuentran dentro de La Cuenca Alta del Río Manzanares, en la unidad fisiográfica del piedemonte meridional de la Sierra del Guadarrama (Madrid).

Mapa 1. Área de estudio



Colmenar Viejo tiene una extensión de 182,6 km². Se sitúa a 35 km al norte de la ciudad de Madrid, en una posición central entre la capital y la Sierra de Guadarrama, por lo que se ha considerado núcleo imprescindible de comunicación entre la capital y otros núcleos poblacionales periféricos del Norte. Esta localización hace que el municipio ostente importancia histórica en las relaciones entre Madrid y el resto de municipios serranos. Claro ejemplo se observa en su incremento poblacional en la primera década del siglo XXI: de 32.459 habitantes en 2000 a 50.000 habitantes en 2019.

Miraflores de la Sierra presenta una extensión de 56,45 km². Se sitúa a 55 km al norte de la ciudad de Madrid. Con una altitud media de 1.150 m se le puede considerar como un núcleo de transición entre la rampa del piedemonte y las laderas de la sierra. A diferencia de Colmenar viejo, Miraflores ha sido históricamente un núcleo de segunda residencia de los habitantes de Madrid ciudad. Su población experimenta un escaso crecimiento poblacional desde 2008 (5.811 hab.) hasta la actual (5.897 hab.). El interés más significativo recae en su riqueza y diversidad de hábitats: encinar de *Quercus ballota*, melojar de *Quercus pyrenaica*, pinar de *Pinus sylvestris* y fresnedas de *Fraxinus angustifolia*. Todas estas formaciones vegetales han experimentado un uso tradicional hasta la actualidad, presentando un alto grado de conservación. Así mismo, el sector más meridional del municipio se encuentra inmerso en la Zona de Especial Conservación, Cuenca del Río Lozoya y Sierra Norte.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En los municipios estudiados la expansión de *A. altissima* está estrechamente asociada a espacios que se han visto perturbados o abandonados por las actuaciones antrópicas. Si bien así los núcleos urbanos han sido considerados como los principales focos de expansión de la especie. No obstante, aparece cierta disparidad entre el interior del núcleo urbano y su periferia.

Así, en la periferia aparecen las manchas con una mayor densidad de individuos (entre 81 a 200) y mayor superficie ocupada. En la mayoría de los casos, las formaciones han sido previamente cortadas a matarrasa por la administración, por lo que no aparecen individuos adultos (<3 m de altura). Las masas presentan individuos de diferente porte (chirpial, arbustivo y arbóreo), predominando los dos primeros. Es muy común encontrar formaciones

lineales de entre 11 a 80 individuos conformando pequeños bosquetes siguiendo los márgenes de las principales vías de comunicación de acceso a sendos municipios.

Por su parte, en el interior del núcleo urbano, lo más común es encontrar individuos dispersos con un porte arbóreo significativo (15-20 m de altura) en patios, jardines o alcorques. Las pequeñas masas de entre 2 a 10 individuos aparecen asociados a solares abandonados. Lo más habitual es encontrar pequeñas formaciones de entre 11 a 40 individuos de diferente porte. En escombreras, el ailanto conforma masas significativas superiores a los 30 individuos superiores a los 5 m de altura.

Mención aparte merecen los cursos fluviales limítrofes o internos a los núcleos urbanos que se han visto invadidos por el ailanto: Arroyo del Espino, Arroyo de Tejada en Colmenar Viejo o Río Guadalix y Arroyo del Carrascal en Miraflores de la Sierra.

En los casos de estudio y como sucede en Europa y en general en España, a medida que nos alejamos del área de influencia antrópica o fuera de ambientes perturbados la especie apenas tiene representación o está acantonada en pequeños rodales junto con vegetación autóctona. Caso, por ejemplo, de las formaciones mixtas de *Q. pyrenaica* y *Pinus sylvestris* en Miraflores de la Sierra, donde la frondosidad y caracteres bióticos (competencia) del ecosistema impiden la invasión del Ailanto. Lo mismo sucede en los pastizales de herbáceas anuales que se extienden al sur de Colmenar Viejo.

5.1. Colmenar Viejo

A. altissima muestra una expansión significativa de la especie en la zona meridional del municipio (Figura 3); principalmente, en los márgenes de la carretera que une el municipio con la ciudad de Madrid (M-607). También se ha visto ocupada la circunvalación que rodea (al sur) y une Colmenar Viejo con la carretera de Hoyo de Manzanares (M-618). En estos dos focos es muy común encontrar manchas de entre 41 a 80 individuos de diferente porte, primando el arbustivo por las continuas talas a fin de evitar que las ramas dificulten la circulación.

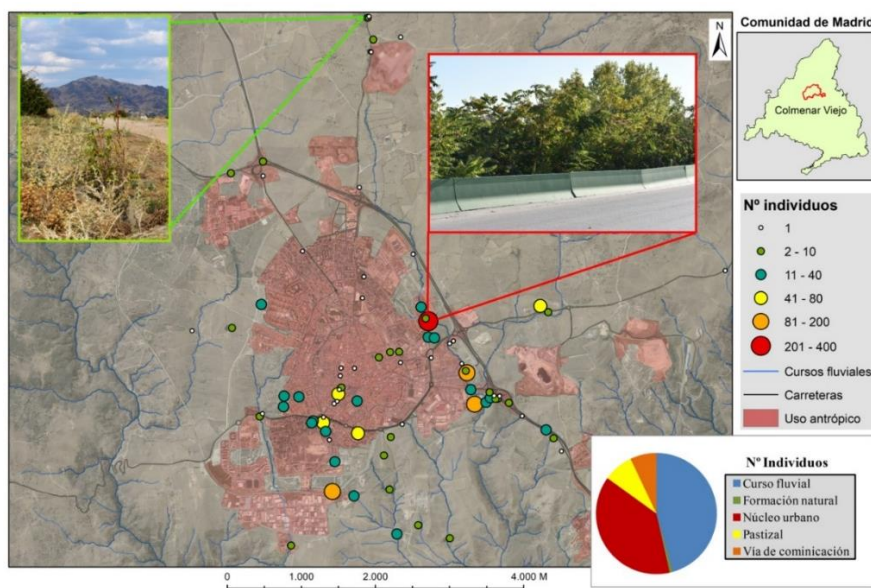
En el interior del municipio aparecen cuantiosos individuos aislados de gran porte en alcorques. También hay pequeñas manchas de entre 2 a 10 individuos en zonas verdes (parques de la Magdalena, Las Lavanderas o el Vivero). Pese a esta distribución, los entornos más invadidos son los cursos fluviales limítrofes al municipio. Casos particulares del Arroyo del Espino, Arroyo de Tejada y Arroyo de Navarrosillo (Corral, 2018a).

En el Arroyo del Espino (punto rojo, Figura 3) el ailanto ha conformado una mancha significativa superando los 200 individuos de diferente porte. Su frondosidad configura una mancha monoespecífica de ailanto. Este curso fluvial se ha visto fuertemente antropizado, tanto por una vía de comunicación, como por los vertidos procedentes de un área industrial y antiguas extracciones de áridos.

Por su parte, en la Dehesa de Navalvillar (punto más septentrional, Figura 3), actualmente aparece un único individuo con porte arbustivo en una acequia. La problemática es que, en los márgenes de las vías pecuarias próximas que sirven de acceso a la misma, se están consolidando pequeñas manchas conformadas por chirpiales. Además, en fincas adyacentes, aparecen individuos adultos con un gran número de semillas, pudiendo ser considerados como focos de futura expansión.

Con esto, se establece que el 45% de los individuos están asociados a cursos fluviales, el 38% al núcleo urbano y el resto repartido en vías de comunicación y pastizales. Las formaciones naturales apenas presentan ailanto (>1%).

Figura 3. Distribución de *Ailanthus altissima* en Colmenar Viejo



5.2. Miraflores de la Sierra

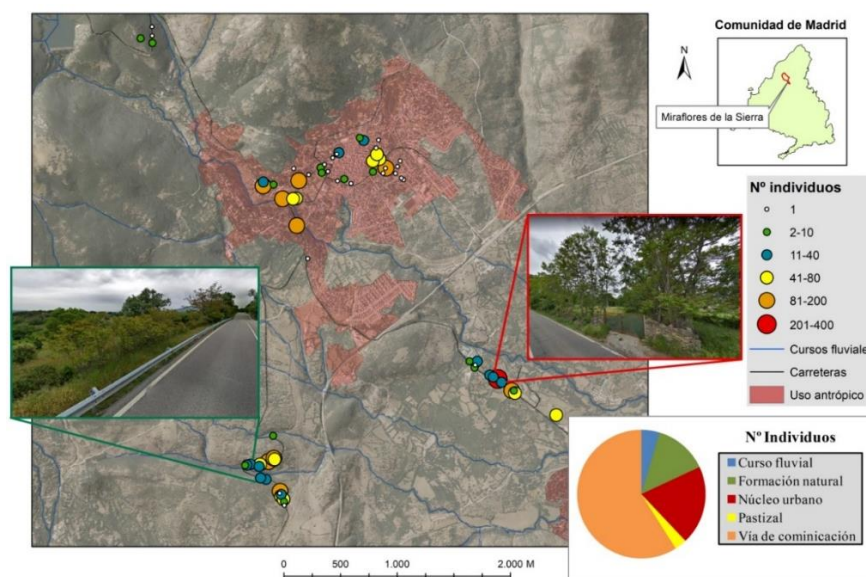
A. altissima presenta dos localizaciones (Figura 4). Por un lado, en el interior del núcleo urbano es muy común encontrar individuos aislados de porte superior a 10 m en patios particulares, parques y jardines. Aparecen grandes manchas (81 a 200 individuos) de bajo porte en taludes y solares abandonados. Por otra parte, al sur y sureste del municipio, el ailanto configura una distribución lineal en rodales a lo largo de las carreteras principales de acceso (M-611 y M-626).

En su conjunto, son masas que varían de entre 11 a 200 individuos (generalmente) que muestran diferente porte, pero no superando los 5 m de altura, pues son continuamente talados a matarrasa. Muy significativos son los casos que se muestran en la figura 4. En el margen derecho, el rodal aparece en la tapia de una finca privada. Ocupa aproximadamente una extensión de 100 m lineales e incluye más de 201 individuos de diferente porte. En el margen izquierdo, la mancha supera los 81 individuos de diferente tamaño. Ocupa aproximadamente 50 m lineales. Lo significativo de este punto, reside en que poco a poco, el ailanto se va introduciendo en los claros de las formaciones naturales de *Q. pyrenaica* y *Fraxinus angustifolia*.

Otros datos interesantes, son la aparición de individuos aislados bajo pinar *Pinus sylvestris* en el NO del municipio (1.300 m) en dirección puerto de Morcuera y la distribución en ambos márgenes del Río Guadalix a su paso por el municipio.

A la vista de lo expuesto, en Miraflores el 59% de los individuos de ailanto están asociados a vías de comunicación. El 19,9% en el interior del núcleo urbano y un 13,5% en formaciones naturales (bosque mixto de *Quercus* sp.) Actualmente, los cursos fluviales y pastizales se han visto poco invadidos.

Figura 4. Distribución de *Ailanthus altissima* en Miraflores de la Sierra



6. CONCLUSIONES

Aunque se han querido comparar dos municipios serranos de la Sierra del Guadarrama (Colmenar Viejo y Miraflores de la Sierra) con tendencias socioeconómicas diferentes, se ha encontrado que la distribución del *A. altissima* está estrechamente correlacionada con espacios alterados por la acción humana. Como sucede en el resto de países del continente europeo, la aparición, desarrollo y colonización de las poblaciones de ailanto están en estrecha relación con perturbaciones de origen antrópico, tanto en ecosistemas naturales como introducción directa en la periferia y núcleo urbano.

En Colmenar Viejo, el mayor número de individuos se dispone linealmente siguiendo los pequeños cursos fluviales próximos al núcleo urbano (arroyo del Espino y Tejada); cursos fluviales que se han visto fuertemente alterados por acción antrópica. En estos ambientes, se recoge el 45% de los individuos. Mientras que, en el caso de Miraflores, los márgenes de las carreteras son los entornos más invadidos, 59% del total. En estos ambientes, ocupa los huecos que deja el melojar, aunque en otras ocasiones ha tenido la capacidad de conformar pequeños bosquetes mixtos en asociación con *Q. pyrenaica* y *Q. ballota*.

La periferia de los núcleos urbanos son los entornos más invadidos, pudiendo servir como corredores en la expansión de la especie. Las principales vías de comunicación de acceso a los municipios ejercen un papel imprescindible en su expansión. A ellos se suma que, si como sucede en Colmenar Viejo, los núcleos muestran cursos fluviales antropizados en sus proximidades, el ailanto puede llegar a colonizar sus riberas, desplazando a la vegetación riparia.

En el interior de los núcleos urbanos, el ailanto muestra dos tendencias bien diferenciadas. Por un lado, se presenta como individuos aislados de porte arbóreo en alcorques, patios y jardines particulares. Por otro, en solares abandonados y zonas verdes interurbanas, conforma pequeñas masas de cuantiosos individuos de diferente porte.

Para evitar que la especie colonice espacios naturales, como está sucediendo en la Dehesa de Navalvillar o melojares de Miraflores de la Sierra, es imprescindible conocer la localización y categorizar el grado de invasión en las diferentes áreas afectadas para poder

desarrollar estrategias de control como el corte y la aplicación de herbicidas como el glifosato (Constán, 2013). Así mismo, se ha de implicar y concienciar a la población de la problemática de las Especies Exóticas Invasoras, haciéndola participe en la mejora y la gestión de los espacios naturales.

REFERENCIAS

- ANTHOS. Sistema de información sobre las plantas de España. <http://www.anthos.es/>
- Corral, M. (2018a). La especie exótica invasora *Ailanthus altissima* llega a la Dehesa de Navalvillar. Colmenar Viejo. *El Guadarramista*. <https://elguadarramista.com/2018/03/07/el-ailanto-una-especie-exotica-invasora-llega-a-la-dehesa-de-navalvillar-colmenar-viejo/>
- Corral, M. (2018b). Rasgos característicos y principales factores de expansión del *Ailanthus altissima*. *Mundo investigación*, 2(3): 25-36.
- Constán, S. (2013). Ecología de la especie invasora *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. Bases para su control y erradicación en Espacios Naturales Protegidos. *Ecosistemas*, 22(1): 83-85. [doi:10.7818/ECOS.2013.22-1.18](https://doi.org/10.7818/ECOS.2013.22-1.18)
- Davis, M.A. (2003). Biotic globalization: does competition from introduced species threaten biodiversity? *Bioscience*, 53(5): 481-489. [doi:10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0481:BGDCFI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0481:BGDCFI]2.0.CO;2).
- Ehrenfeld, D. (2003). Globalisation: effects on biodiversity, environment and society. *Conservation and Society*, 1(1): 99.
- Sanz Elorza, M.; Dana Sánchez, E.D.; Sobrino Vesperinas, E. (2004). *Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de la Biodiversidad.
- Gassó, N.; Thuiller, W.; Pino, J.; Vilà, M. (2012). Potential distribution range of invasive plant species in Spain. *Neobiota*, 12: 25-40. [doi:10.3897/neobiota.12.2341](https://doi.org/10.3897/neobiota.12.2341)
- Genovesi, P.; Shine, C. (2004). *European strategy on invasive alien species: Convention on the Conservation of European Wildlife and Habitats (Bern Convention)* (No. 18-137). Strasbourg: Council of Europe.
- González, L. (2001). *Árboles y arbustos de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Madrid: Mundi-Prensa.
- ISSG (Invasive Species Specialis Group). International Union for Conservation of Nature. http://www.issg.org/is_what_are_they.htm
- Kowarik, I.; Böcker, R. (1984). Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Einbürgerung des Götterbaumes (*Ailanthus altissima*) in Mitteleuropa. *Tuexenia*, (4): 9-29.
- Kowarik, I.; Säumel, I. (2007). Biological flora of central Europe: *Ailanthus altissima*. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 8(4): 207-237. [doi:10.1016/j.ppees.2007.03.002](https://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.03.002)
- Kowarik, I.; Von der Lippe, M. (2008). Pathways in plant invasions. *Biological invasions*: 29-47. [doi:10.1007/978-3-540-36920-2_3](https://doi.org/10.1007/978-3-540-36920-2_3)
- Meyerson, L.A.; Mooney, H.A. (2007). Invasive alien species in an era of globalization. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(4): 199-208. [doi:10.1890/1540-9295\(2007\)5\[199:IASIAE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[199:IASIAE]2.0.CO;2)
- Perrings, C.; Dehnen-Schmutz, K.; Touza, J.; Williamson, M. (2005). How to manage biological invasions under globalization. *Trends in ecology & evolution*, 20(5): 212-215. [doi:10.1016/j.tree.2005.02.011](https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.02.011)
- Sheppard, A.W.; Shaw, R. H.; Sforza, R. (2005). Top 20 environmental weeds for classical biological control in Europe: a review of opportunities, regulations and other barriers to adoption. *Weed research*, 46(2): 93-117. [doi:10.1111/j.1365-3180.2006.00497.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2006.00497.x)
- Swingle, T. (1916). The early European history and the botanical name of the tree of heaven. *Ailanthus altissima*. *Journal of the Washington Academy of Sciences*, 6(14): 490-498.

PRESENCIA DEL CHORLITEJO PATINEGRO (*Charadrius alexandrinus*) EN LAS PLAYAS DE LA BAHÍA DE PALS (COSTA BRAVA, CATALUÑA)

Carla Garcia-Lozano¹, Francesc Xavier Roig-Munar², Josep Pintó¹,
Santi Ramos López³ y Jordi Martí Aledo³

¹ *Laboratorio de Análisis y Gestión del Paisaje. Universidad de Gerona. alracgalo@gmail.com; josep.pinto@udg.edu*

² *Investigador independiente y consultor ambiental: xiscoroig@gmail.com*

³ *Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. s.ramosl@gencat.cat; araltno@gencat.cat*

RESUMEN

En los últimos años la población de chorlitejo ha disminuido e incluso desaparecido en las zonas más frecuentadas del litoral español. El trabajo analiza la evolución poblacional del chorlitejo patinegro des del 2008 hasta 2018 en cuatro playas situadas dentro Parque Natural del Montgrí, las islas Medas y el Baix Ter (Girona, Cataluña). Se analizan variables representativas de la presión antrópica (medidas de gestión y planificación implementadas) y la presencia del chorlitejo patinegro para determinar la relación entre la gestión y la recuperación del chorlitejo. Los resultados muestran una clara recuperación del chorlitejo patinegro en la playa de la Pletera, asociado a las tareas de recuperación dunar realizadas por el Parque Natural, así como la deconstrucción y restauración ecológica vinculada al proyecto LIFE Pletera. El análisis de correlaciones muestra una clara relación entre la recuperación de chorlitejo y la mayor parte de las variables estudiadas. Las medidas de gestión y planificación más vinculadas al incremento de población corresponden a la restricción al paso en la zona de dunas y playa alta, a la gestión de los accesos controlados a la playa a través de las dunas, a la limpieza mecánica y a la distancia respeto los aparcamientos. En cambio, la instalación de equipamientos temporales sobre la playa alta ha resultado ser la medida de gestión menos significativa para la recuperación del chorlitejo patinegro.

Palabras clave: Baix Empordá, Cataluña, chorlitejo patinegro, *Charadrius alexandrinus*, gestión de playas, restauración ecológica.

ABSTRACT

In recent years the population of Kentish plover has decreased and even disappeared in the most frequented areas of the Spanish coast. This study analyzes the population evolution of the Kentish plover from 2008 to 2018 on four beaches located within the Natural Park of Montgrí, the Medes Islands and the Baix Ter (Girona, Catalonia). Variables representative of the anthropic pressure (management and planning measures implemented) and the presence of the Kentish plover are analyzed to determine the relationship between the management and recovery of the bird. The results show a clear recovery of Kentish plover population on the Pletera beach, associated with the dune recovery tasks carried out by the Natural Park, as well as the deconstruction and ecological restoration linked to the LIFE Pletera project. The correlation analysis shows a clear relationship between bird's recovery and most of the variables studied. The management and planning measures most linked to the increase in

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

García-Lozano, C.; Roig-Munar, F.X.; Pintó, J.; Ramos López, S.; Martí Aledo, J. (2020). Presencia del chorlitejo patinegro (*Charadrius alexandrinus*) en las playas de la Bahía de Pals (Costa Brava, Cataluña). Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 359-367.

Kentish plover correspond to the restricted areas in the area of dunes and high beach, to the management paths to the beach through the dunes, mechanical cleaning and distance from car parks. On the other hand, the installation of temporary equipment on the high beach has turned out to be the least significant management measure for the recovery of the black-and-white plover.

Keywords: Kentish plover, *Charadrius alexandrinus*, beach management, ecological restoration.

1. INTRODUCCIÓN

El chorlitejo patinegro (*Charadrius alexandrinus*) es un ave que habita y nidifica en las zonas de playa alta, arenales, litorales, lagunas y marismas, y que se encuentra fuertemente amenazado por el proceso transformador de estos ambientes. Su alimentación se basa en pequeños invertebrados que encuentra principalmente en los márgenes de lagunas litorales o en la zona intersticial de las playas. Aunque se trata de una especie migratoria, en las latitudes de la península Ibérica se considera sedentaria, por lo que se puede observar durante todo el año (Cramp y Simmons, 1983).

Antes de la transformación intensiva del litoral, el chorlitejo se encontraba ampliamente distribuido en las playas y yermos salobres de buena parte de Europa. En cambio, en la actualidad su presencia ha retrocedido notablemente, e incluso ha desaparecido, de muchos países, como Inglaterra o Noruega (Cramp y Simmons, 1983), mientras que en otros su desaparición parece inminente. El retroceso del chorlitejo se asocia a las actividades humanas como la limpieza mecánica, la masiva ocupación de las playas en verano, el pisoteo de las puestas, y la predación por parte de animales domésticos como perros y gatos (Bauer y Thielcke, 1982; Estrada *et al.*, 2004).

Actualmente, esta especie es considerada uno de los limícolas más amenazados de todos los que nidifican en Europa (Tucker *et al.*, 1994), y se incluye en el Libro Rojo de las aves de España en la categoría de “Vulnerable” y aparece considerado como “De interés especial” en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas.

En el litoral catalán en los últimos años la población de chorlitejo ha disminuido e incluso desaparecido en las zonas más frecuentadas (Amat, 1991). En Cataluña se estima que actualmente hay 1.650 parejas de chorlitejos patinegros distribuidos entre las principales zonas deltaicas. El delta del Ebro es su ambiente por excelencia, mientras que el segundo espacio por número de parejas se lo disputan el delta del Llobregat y el golfo de Roses (Montalvo *et al.*, 2004; Estrada *et al.*, 2004; Montalvo y Figuerola, 2006). En menor proporción, el *Charadrius alexandrinus* también se encuentra en la Bahía de Pals, en el delta de la Tordera, en la desembocadura del río Besòs y en algunos puntos del litoral tarraconense como la playa de Coma-ruga o la dels Muntanyans.

2. OBJETIVO

El objetivo del trabajo es analizar la evolución poblacional del chorlitejo patinegro desde 2008 hasta 2018 en cuatro playas situadas en la bahía de Pals (Figura 1), dentro del Parque Natural del Montgrí, las islas Medas y el Baix Ter (Girona, Cataluña). Para ello, se comparan las medidas de planificación y gestión implementadas (como variables representativas de la presión antrópica) con la presencia del chorlitejo patinegro para determinar si hay alguna

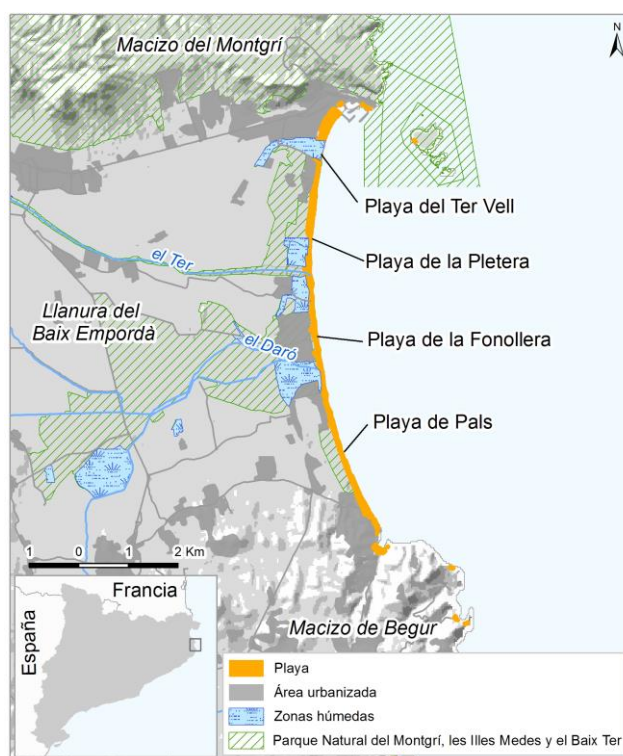
relación entre la gestión y la recuperación del sistema playa-duna y del chorlitejo durante el periodo entre 2008 y 2018.

3. ÁREA DE ESTUDIO

La llanura del Baix Empordà (Figura 1) se formó con los aluviones de los ríos Ter y Daró que dieron lugar a un arco litoral de unos 8,5 km de longitud, localizado entre los macizos del Montgrí y Begur (Figura 1). La bahía de Pals está integrada por una gran playa de arena, donde su anchura varía a lo largo de la costa, entre los 90 m en l'Estartit, los 25 m cerca del Ter Vell y los 130 m en Pals. Esta bahía combina áreas de espacio natural y áreas de suelo urbanizado. Por un lado, prácticamente la mitad de los sistemas playa-duna están urbanizados, mientras que la otra mitad permanecen seminaturales, en procesos de recuperación y protegidos por la figura de Parque Natural del Montgrí, les Illes Medes y el Baix Ter.

Figura 1. Playas muestreadas en la bahía de Pals

Fuente: elaboración propia con los datos del Instituto Geográfico y Geológico de Catalunya y del Departamento de Territorio y Sostenibilidad de la Generalitat de Catalunya.



Para el análisis del chorlitejo se han escogido cuatro playas de la bahía: el Ter Vell, la Pletera, la Fonollera y Pals (Figura 1), de las cuales una se sitúa en una zona natural protegida (la Pletera), y las otras tres combinan los espacios naturales con la urbanización asociada (el Ter Vell, la Fonollera y Pals). De norte a sur las playas analizadas presentan las siguientes características:

- La playa del Ter Vell corresponde a la antigua desembocadura del río Ter y es un espacio natural relicto situado entre el núcleo urbano del Estartit y la urbanización del Griells. La zona urbanizada de Griells sufre graves problemas de erosión puesto que no dispone de un banco de arena emergida suficiente como mecanismo natural de regeneración. Además del

retroceso de la costa, los sistemas dunares del Ter Vell se ven gravemente amenazados por la elevada frecuentación antrópica y la presencia de animales domésticos. De forma muy aislada encontramos algunas formas dunares efímeras sin continuidad en la zona de playa alta.

- b) La playa de la Pletera, en cambio, es un espacio natural formado por un cordón dunar de modestas dimensiones y un espacio de lagunas y marismas. No obstante, la zona de la Pletera, no siempre ha sido un espacio natural, ya que en los años 80 se inició un proceso de urbanización que fue abortado años más tarde gracias a las presiones populares de grupos ambientalistas. La urbanización fomentó la elevada frecuentación que erosionó gravemente el sistema dunar. En el año 2009 se establecen los protocolos de gestión de playas llevados a cabo por el Parque Natural, y es a partir del año 2011 que se inician las primeras actuaciones de gestión sostenible mediante el acordonamiento de la zona, el uso de retentores de arena y la regulación de la limpieza mecánica. El proyecto LifePletera (2014-2018) supuso la desurbanización del espacio de marismas y la recuperación de la laguna interior. En gestión de playas, cabe destacar el papel del LIFE de cortar los accesos a la playa obligando al usuario a acceder a la misma desde alguno de los laterales (Roig-Munar, 2016; Roig-Munar *et al.*, 2018; 2019).
- c) La Fonollera se sitúa en el centro del arco litoral, justamente dónde se concentran los espacios de marisma. El sistema playa-duna consta de un cordón dunar de aproximadamente 3 m de altura seguido por un espacio de trasduna. Inmediatamente después del sistema dunar, se emplaza la urbanización del Mas Pinell que facilita el acceso de los usuarios a la zona de baño.
- d) Pals se sitúa en el sud del arco litoral y, a diferencia del resto de ambientes, no cuenta con zonas húmedas tras las dunas, sino que se caracterizan por tener un cordón dunar de notables dimensiones seguido por un espacio dunar. La mitad de la playa se encuentra urbanizada, pero mantiene en gran medida la zona de trasduna; la otra mitad consta de un espacio natural protegido donde la vegetación de pino estabiliza la zona interior de la duna.

4. METODOLOGÍA

El estudio se basa en el análisis de la presencia del chorlitejo patinegro (*Charadrius alexandrinus*) durante los años 2008, 2012, 2015 y 2018 en las cuatro playas situadas en la bahía de Pals (Figura 2).

La metodología que seguida para censar la población reproductora de chorlitejo ha consistido en realizar transectos lineales en forma de batidas en las zonas potenciales de crías: las playas altas, las dunas y las marismas. Los nidos y polladas se identifican por el comportamiento de las parejas reproductoras, hecho que permite delimitar las áreas de cría. Dada la poliandria secuencial, es decir, que las hembras eligen los machos y que éstos son distintos en el segundo periodo de cría, el número máximo de hembras reproductoras marca de forma fidedigna la capacidad reproductora de la población. Los machos se distinguen de las hembras por dimorfismo sexual que viene dado por las diferencias en el plumaje y la coloración (Fotografía 1). Desde finales de marzo a hasta finales de julio se recorren quincenalmente en un mismo día todos los hábitats para censar el número total de hembras. Para ello se realizan tantos transectos como es necesario para cubrir todo el ambiente dónde se aloja el chorlitejo mediante dos observadores que utilizan ópticas de telescopio Swarowski 20x60x80 y prismáticos Vortex Viper 10x42.

Figura 2. Hembras de *Charadrius alexandrinus* (*) en las cuatro playas estudiadas durante los años 2008, 2012, 2015 y 2018



Fotografía 1. Macho de *Charadrius alexandrinus* en la playa de la Pletera

Fuente: Parque Natural del Montgrí, las Islas Medes y el Baix Ter.



La evolución poblacional del chorlitejo se ha relacionado con la presión antrópica del sistema playa-duna determinada por la falta de medidas de gestión aplicadas en los años 2008, 2012, 2015 y 2018. A este efecto, se han diseñado listas de control o *checklists* para analizar un conjunto de variables representativas del impacto humano mediante una ponderación de las mismas de entre 0 y 4, siendo 0 un valor muy bajo y 4 un valor muy alto del parámetro que representan.

Se escogen y analizan 7 variables relacionadas con la de la gestión y la planificación del sistema playa-duna, siendo estas la frecuencia de visitantes, la limpieza mecánica, la proximidad a un núcleo turístico, la distancia respecto la zona de aparcamiento, la presencia de instalaciones temporales en la playa alta, el área de playa alta restringida al paso, y la presencia de pasos gestionados a través de las dunas hacia la playa (Tabla 1).

Finalmente, para correlacionar la abundancia de chorlitejo (Figura 2) con cada una de estas variables, utilizando el programa RStudio mediante el cual se ha calculado el coeficiente de correlación de Spearman entre los parámetros estudiados.

Tabla 1. Variables utilizadas para analizar la gestión mediante listas de control

Variabes	0	1	2	3	4
Frecuencia de visitantes (FR)	Muy alta	Alta	Moderada	Baja	Muy baja
Limpieza mecánica (LM)	Agresiva		Moderada		Respetuosa
Proximidad a núcleos turísticos (NT)	0		< 1 km		> 1 km
Instalaciones temporales (IT)	Alta		Moderadas		Ninguna
Distancia a aparcamientos (DA)	0		< 500 m		> 500 m
Playa alta restringida al paso (AR)	< 25%	> 25%	> 50%	> 75%	< 75%
Accesos gestionados (AG)	No regulado	Mucha densidad	Densidad moderada	Aéreas	Laterales

5. RESULTADOS

Los resultados muestran una clara recuperación del chorlitejo patinegro en la playa de la Pletera donde la población ha aumentado de 1 hembra a 9 en diez años (2008-2018) (Tabla 2). Las tareas de recuperación dunar realizadas por el Parque Natural (Roig-Munar *et al.*, 2018; 2019), así como el proyecto de deconstrucción urbana y de restauración ecológica vinculada al proyecto LIFE Pletera (Quintana *et al.*, 2018) habrían contribuido al incremento poblacional del ave en esta zona. Así mismo, destaca la reaparición del chorlitejo en la playa de Pals donde se ha contabilizado la llegada de hasta 3 hembras entre 2008 y 2018. En cambio, la población de chorlitejo se ha mantenido estable en la playa de la Fonollera que sigue contando con las 2 hembras que había en 2008, mientras que en la playa del Ter Vell el resultado demuestra su ausencia durante todo el periodo estudiado.

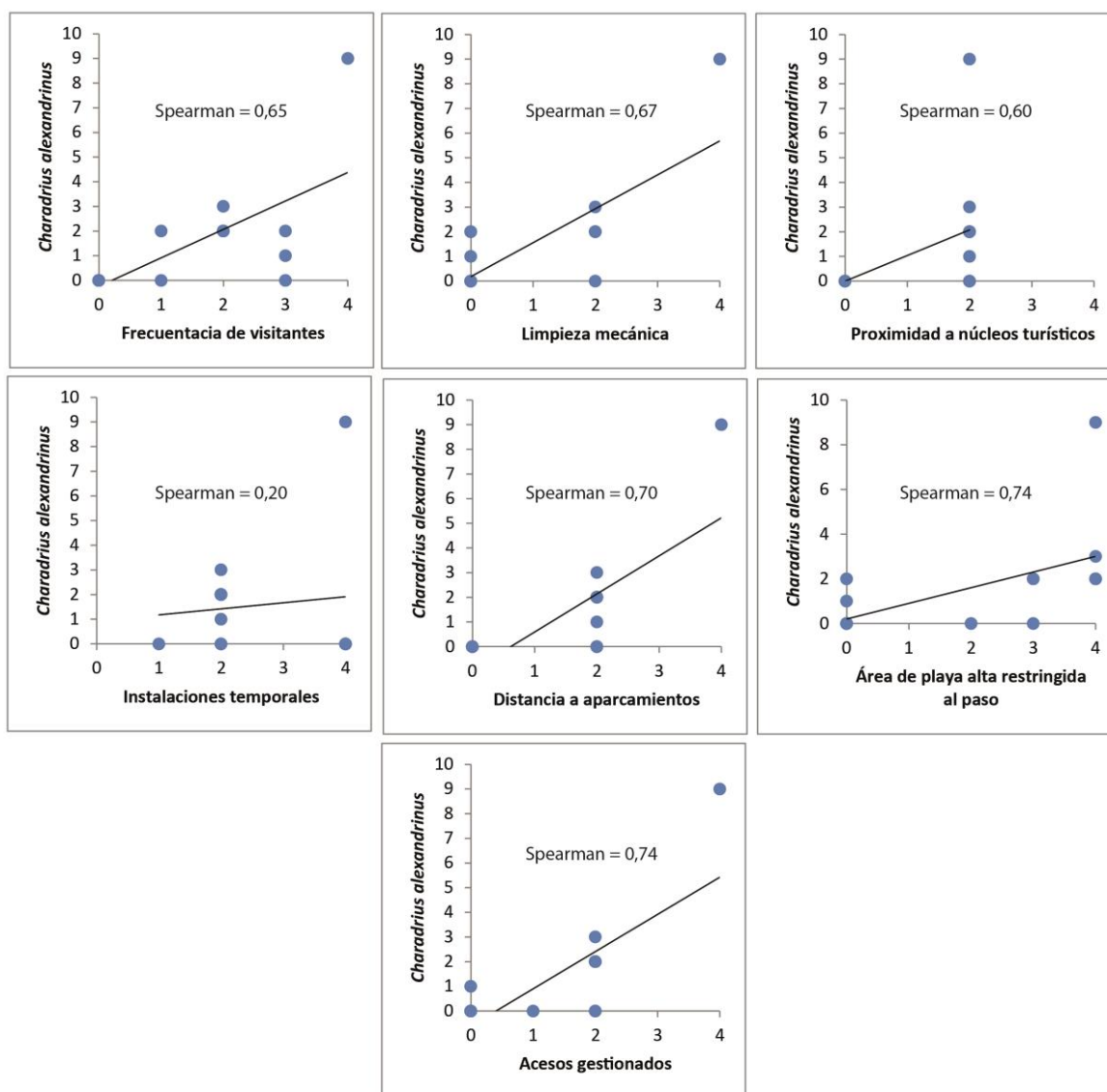
Tabla 2. Valores correspondientes a las variables utilizadas para analizar la gestión y a la abundancia de *Charadrius alexandrinus* (en número de hembras)

	Ter Vell				Pletera				Fonollera				Pals			
	08	12	15	18	08	12	15	18	08	12	15	18	08	12	15	18
FR	0	0	0	0	3	3	3	4	2	2	2	2	0	1	1	2
LM	0	0	0	0	0	2	2	4	0	0	2	2	0	0	2	2
NT	0	0	0	0	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
IT	4	4	4	4	2	2	2	4	2	2	2	2	1	2	2	2
DA	0	0	0	0	2	2	2	4	2	2	2	2	2	2	2	2
AR	0	0	0	0	0	2	3	4	0	3	4	4	0	3	4	4
AG	0	0	0	0	0	1	2	4	2	2	2	2	2	2	2	2
Chorlitejo	0	0	0	0	1	0	2	9	2	2	2	2	0	0	2	3

El análisis de correlaciones (Figura 3) muestra una clara relación entre la recuperación de chorlitejo y la mayor parte de las variables de gestión analizadas. Sobre todo, las medidas de gestión y planificación asociadas a la regulación de usos de playa se encuentran más vinculadas al incremento de hembras del chorlitejo, y corresponden a la restricción al paso en la zona de dunas y playa alta, a la gestión de los accesos controlados a la playa a través de las dunas, la limitación de las tareas de limpieza mecánica y a la distancia respecto los aparcamientos. En cambio, la instalación de equipamientos temporales sobre la playa alta ha resultado ser la medida de gestión menos significativa para la recuperación del chorlitejo patinegro, ya que estas instalaciones han sido ubicadas en la playa alta y se ha evitado su presencia en las zonas delimitadas de recuperación o en morfologías dunares y áreas de revegetación.

Figura 3. Correlación entre la abundancia de *Charadrius alexandrinus* (en número de hembras) y la gestión llevada a cabo en el sistema playa-duna

Fuente: Parque Natural del Montgrí, las Islas Medes y el Baix Ter.



6. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El presente trabajo pone de manifiesto la relación entre gestión del sector de playa alta y sistema dunar y el aumento de la presencia del chorlitejo. La población de chorlitejo patinegro de la bahía de Pals se recupera de forma significativa durante los últimos diez años, especialmente en la playa de la Pletera, donde las medidas de gestión y regularización de usos se han orientado a la conservación de la especie. Según Ollé *et al.* (2009) la playa de Can Comas, situada en el golfo de Rosas, también experimentó una recuperación en el número de parejas de chorlitejo debido a las medidas correctoras del sistema playa-duna.

Según Montalvo y Figuerola (2006), el chorlitejo patinegro se ha mantenido estable durante el periodo 1995 - 2002 en la bahía de Pals. En cambio, la población experimentó un fuerte descenso en la Bahía de Pals (Figura 1) y el golfo de Rosas entre principios y finales de los 2000 (Ollé *et al.*, 2009). A partir de este momento hasta la actualidad, la población ha revertido positivamente su tendencia. A pesar de esta recuperación, esta tendencia puede verse afectada a corto plazo si no se mantienen las medidas de gestión en la playa de la Pletera y si no se mejoran las medidas correctoras en las playas de Pals y la Fonollera.

Las medidas de gestión y planificación de usos más significativas para la recuperación del chorlitejo son la restricción al paso en la zona de dunas y playa alta, la gestión de los accesos controlados a la playa a través de las dunas, la regularización de las tareas de limpieza mecánica y a la distancia respeto los aparcamientos (Fotografía 2). A pesar de ello, otros estudios realizados en la zona (Ollé *et al.*, 2009) aconsejan también la implementación de jaulas para evitar la depredación de mamíferos y otras aves, controlar la densidad de gatos, evitar la libre circulación de perros en las playas y cerrar completamente las zonas de playa con altas tasas de reproducción entre el 1 de abril y el 15 de julio.

Fotografía 2. Ejemplo de medidas correctoras

Fuente: F.X. Roig-Muna



Izquierda: jaula para evitar la depredación de mamíferos y aves en la playa de Comarruga (Tarragona).
Derecha: cierre de áreas de nidificación y señalización mediante paneles de sensibilización ambiental en s'Albufera des Grau (Menorca)

La instalación de equipamientos temporales sobre la playa alta ha resultado ser la medida de gestión menos significativa para la recuperación del chorlitejo patinegro, lo que apunta que los usos recreativos se pueden compaginar con las funciones naturales de la playa. En este sentido, se requiere voluntad política y capacidad técnica para gestionar el sistema playa-duna en su integridad relegando a la conservación los espacios más propicios para el albergue de biodiversidad y destinando los espacios más humanizados para el uso y el disfrute de la playa.

Agradecimientos

Este trabajo de investigación de se ha llevado a cabo en el marco del proyecto MevaPlaya+, financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad con el contrato CGL 2013-49061-C3-3-R y con el proyecto ECOPLAYA, financiado por el Ministerio de Ciencia Innovación y Universidades con el contrato RTI 2018-095677-B-I00.

Esta investigación se ha realizado gracias a la colaboración del Parque Natural del Montgrí, les Illes Medes y el Baix Ter que han facilitado los datos relativos a los censos de chorlito negro de los últimos 10 años.

REFERENCIAS

- Amat, J.A. (1991). Status of the Kentish Plover in Spain. *Kentish Plover Project*. Newsletter 2: 2-4.
- Bauer, S.; Thielcke, G. (1982). Gefährdete Brutvogelarten in der Bundesrepublik Deutschland und im Land Berlin: Bestandsentwicklung, Gefährdungsursachen und Schutzmaßnahmen. *Vogelwarte*, 31: 183-391.
- Cramp, S.; Simmons, K.E.L. (1983). *The Birds of the Western Palearctic*. London: University Press, Vol. III.
- Estrada, J.; Pedrocchi, V.; Brotons, L.; Herrando, S. (Eds.) (2004). *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002*. Barcelona: Institut Català d'Ornitologia/Lynx Edicions.
- Montalvo, T.; Figuerola, J. (2006). The distribution and conservation of the Kentish Plover *Charadrius alexandrinus* in Catalonia. *Revista Catalana d'Ornitologia*, 22: 1-8.
- Montalvo, T.; Bach; Cerdà; Figuerola, J. (2004). Corriol camanegre *Charadrius alexandrinus*. Estrada, J.; Pedrocchi, V.; Brotons, LL.; Herrando, S. (Eds.). *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002*. Barcelona: Institut Català d'Ornitologia /Lynx Edicions: 218-219.
- Ollé, A.; Martí-Aledo, J.; Burgas, A. (2009). Últimes tendències poblacionals del corriol camanegre *Charadrius alexandrinus* a l'Empordà. *Annals de l'Institut d'Estudis Empordanesos*, 40: 163-174. [doi:10.2436/20.8010.01.11](https://doi.org/10.2436/20.8010.01.11)
- Quintana, X.; Boix, D.; Gascón, S.; Sala, J. (Coords.) (2018). *Gestió i restauració de les llacunes costaneres mediterrànies a Europa*. Càtedra d'Ecosistemes Litorals Mediterranis. Recerca i Territori, 10.
- Roig-Munar, F.X. (Coord) (2016). *Restauració i gestió de sistemes dunars. Estudi de casos*. Càtedra d'Ecosistemes Litorals Mediterranis. Recerca i Territori, 7.
- Roig-Munar, F.X.; Martín-Prieto, J.A.; Pintó, J.; Ramos, S.; Vicens, J.; Rodríguez-Perea, A.; García-Lozano, C.; Gelabert, B. (2017). Análisis de la evolución del sistema dunar de la Platera (Costa Brava, Catalunya) mediante el uso de variables geomorfológicas y de gestión. *Geo-Temas*, 17.
- Roig-Munar, F.X.; Altura, R.; Ramos, S.; Garcia-Lozano, C.; Pintó, J.; Martín-Prieto, J.A.; Rodríguez-Perea, A.; Gelabert, B.; Vicent, J. (2019). Análisis evolutivo de la morfología dunar de la Pletera (Girona, Catalunya) mediante sensores LiDAR y fotográficos (2010-2018). En: Durán, R.; Guillén, J.; Simarro, E. (Eds.). *X Jornadas de Geomorfología litoral. Castelldefels, 4 a 6 de septiembre de 2019*. Libro de Ponencias: 73-76.
- Tucker, G.H.; Heath, M.F.; Tomialojc, L.; Grimmett, R.F.A. (1994). *Birds in Europe. Their conservation status*. Birdlife Conservation Series - 3. Cambridge: Birdlife International.

CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD
XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía
Santander (Cantabria), 22-25 junio de 2020



EVOLUCIÓN DE LA AGROBIODIVERSIDAD Y CAMBIOS EN EL PAISAJE EN UN ESPACIO DE MONTAÑA: LA RESERVA DE LA BIOSFERA DE REDES (ASTURIAS, NO DE ESPAÑA)

José Antonio González Díaz¹, Benjamín González Díaz² y Rocío Rosa García³

¹ GDR Alto Nalón. joseantonio.lacuesta@gmail.com

² Dpto. Geografía. Universidad de Oviedo. benjaminlaviana@gmail.com

³ Servicio Regional de Investigación y Desarrollo Agroalimentario (SERIDA). rociors@serids.org

RESUMEN

La conservación de la biodiversidad se ha sustentado en la conservación medioambiental desligada de esfuerzos paralelos para preservar el patrimonio cultural, a pesar de que los diversos paisajes cantábricos derivan de la dilatada interacción hombre-medio. Este trabajo analiza la evolución de la agrobiodiversidad y el paisaje, y sus interrelaciones, en la Reserva de la Biosfera de Redes, así como el contexto socioeconómico en el que se forjaron sus cambios y transformaciones. Se recopiló información de censos ganaderos y cultivos durante los últimos 60 años. Mediante entrevistas a la población local y el estudio de las ordenanzas se recopiló información sobre el Conocimiento Ecológico Local y los manejos de los recursos naturales. Para valorar las transformaciones en el paisaje se comparó la cartografía previa (1956-2016) junto con la técnica de fotografía terrestre repetida. Se comprobó que la agrobiodiversidad y la estructura de los paisajes se han simplificado. La reducción del número de especies animales (ganaderas) y vegetales (cultivos), y la disminución de los manejos de los recursos, concurren con la homogeneización del paisaje que amenaza su carácter en mosaico. El bosque y el matorral avanzan sobre coberturas biodiversas como los huertos de labor, terrazgos de cultivo, prados de siega o pastizales de montaña. La recuperación/conservación de los mosaicos incrementaría su agrobiodiversidad y ayudaría a afrontar desafíos como el cambio climático, la expansión de plagas e incendios o la seguridad alimentaria, siempre que se acompañen de un apoyo paralelo a la economía de las comunidades rurales y la conservación de su patrimonio cultural.

Palabras clave: agrobiodiversidad, paisaje, espacio de montaña, Reserva de la Biosfera de Redes, conocimiento ecológico local.

ABSTRACT

The conservation of biodiversity has based on environmental conservation detached from parallel efforts to preserve the cultural heritage, although the diverse Cantabrian landscapes derive from the long man-environment interaction. This work analyzed the evolution of agrobiodiversity and the landscape, their interrelations and the associated socioeconomic context in the Redes Reserve of the Biosphere. Information on livestock and crop censuses during the last 60 years was collected. The interviews with the local population and the study of the ordinances provided information about the Local Ecological Knowledge and the management of natural resources. To assess the transformations in the landscape, the cartography (period 1956-2016) was compared and the repeated terrestrial photography

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

González Díaz, J.A.; González Díaz, B.; García, R.R. (2020). Evolución de la agrobiodiversidad y cambios en el paisaje en un espacio de montaña: la Reserva de la Biosfera de Redes (Asturias, NO de España). Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 369-379.

technique was applied. The agrobiodiversity and the landscapes have simplified. The reduction in the number of animal species (livestock) and plant species (crops), and the decrease in resource management, concur with the homogenization of the landscape that threatens the survival of the mosaic. The forest and the scrubland have increased increase and they spread over other covers like meadows or mountain pastures. The recovery/conservation of the mosaics in Redes would increase their agrobiodiversity and help them face great challenges such as climate change, pest and fire expansion or food security, provided they are accompanied by parallel support to the rural economy and the cultural heritage.

Keywords: agrobiodiversity, landscape, mountain area, Reserve of the Biosphere, local ecological knowledge.

1. INTRODUCCIÓN

Las Reservas de la Biosfera (RB) son enclaves donde la conservación de su biodiversidad debe conciliarse con el uso sostenible de los recursos naturales. Además, deberían ser lugares de apoyo a la ciencia donde se testen aproximaciones interdisciplinarias exportables a otros territorios y que permitan conocer y manejar los cambios y las interacciones entre los sistemas sociales y ecológicos, de forma que se constituyan como motores del desarrollo endógeno local.

A pesar de su exiguo tamaño, Asturias alberga total o parcialmente 7 de las 13 RBs de la Cordillera Cantábrica. Una de las RBs menos conocidas es Redes, que cuenta con un gran potencial para la provisión de servicios ecosistémicos clave para el conjunto de la región y de la sociedad. Esta potencialidad se refiere a la agrobiodiversidad, el recurso agua o los paisajes en mosaico, los cuales a su vez son soporte para sistemas productivos locales como la ganadería o el turismo.

En este trabajo el concepto de biodiversidad tiene la acepción de “agrobiodiversidad”, por lo que es considerado en el sentido más amplio que establecen las RBs, donde computan tanto el patrimonio biológico como cultural, así como sus interrelaciones. En este escenario, la “agrobiodiversidad” es entendida como la diversidad dependiente de la actividad primaria; es decir, la variedad y variabilidad de animales, plantas, microorganismos, usos de la tierra y prácticas culturales, en el contexto de un mosaico paisajístico amplio (FAO, 2015; Bailey, 2016), cuya conservación y uso sostenible son esenciales para el futuro de los agrosistemas (Mata Olmo, 2001).

Uno de los retos de las RBs, y de los espacios protegidos en general, pasa por su capacidad para conservar su agrobiodiversidad a través de un enfoque dinámico y multiescalar que involucre a todo el paisaje y a los sistemas de gestión (Amend *et al.*, 2008) y que tenga en cuenta su evolución temporal y espacial. Según lo define *el Convenio Europeo del Paisaje*, el paisaje se presenta como la expresión funcional y formal de las relaciones entre el hombre y medio, un marco teórico y práctico inigualable al servicio del estudio de las RBs y de la agrobiodiversidad que albergan, en tanto integra sus dos componentes esenciales: naturaleza y cultura. Simplificando las relaciones, podríamos decir que el paisaje es el continente que alberga la agrobiodiversidad la cual hace las veces de contenido del mismo.

El objetivo de esta investigación es analizar la evolución de la agrobiodiversidad y los manejos que las comunidades locales hacían de ella en el marco de sistemas agrosilvopastorales complejos en un contexto paisajístico dado. También se pretende cuantificar las transformaciones del mismo, tomando como marco de estudio la Reserva de la

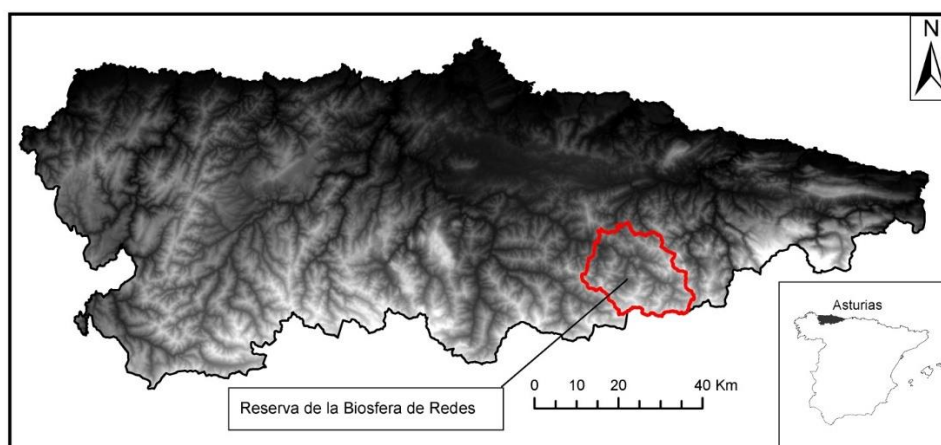
Biosfera de Redes durante los últimos 60 años, un periodo de tiempo representativo tanto del ocaso de la gestión tradicional de la montaña como del advenimiento del modelo actual.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

La RB de Redes ocupa 376 km² en el sector de montaña centro-oriental de Asturias y abarca los términos municipales de Caso y Sobrescobio (Mapa 1). El escarpado relieve, compartimentado en crestas y surcos, varía en altitud desde los 350 m del río Nalón hasta los 2.104 m del Pico Torres. El 75% del territorio está por encima de los 800 m y son frecuentes las fuertes pendientes (sólo un 12% del territorio con menos de un 30%), lo que le imprime en su conjunto rasgos fisiográficos propios de la media montaña. El clima es el característico de la media montaña atlántica, con una temperatura media anual de 10,3°C y la amplitud térmica de 13,8°C, precipitaciones totales anuales de 1.520,5 mm, con al menos 130 de días de lluvia y un periodo libre de heladas de 5 meses al año (Estación meteorológica de Bezanes, Caso, 650 m). Abarca las provincias fitogeográficas Cantabroatlántica (en las áreas de menor altitud) y Orocantábrica (que incluye la mayor parte de la Reserva), y están presentes 14 series de vegetación. Dominan los bosques maduros seguidos de las formaciones de matorral, los prados y pastizales, albergando en su conjunto numerosas especies de flora y fauna protegidas (Vázquez y Díaz, 2006).

Mapa 1. Localización de la Reserva de la Biosfera de Redes

Fuente: elaboración propia.



Para analizar la evolución socioeconómica de la población se recopiló la información recogida en los censos de Población, Nomenclátor de Entidades de población, Padrón Municipal de Habitantes, así como otras fuentes estadísticas. La evolución de la agrobiodiversidad animal se determinó a partir de los padrones municipales de ganadería y las campañas de saneamiento. Para la diversidad vegetal la información se obtuvo a partir de los datos de las Cámaras Agrarias locales. El conocimiento de la cabaña ganadera y los cultivos, así como su manejo, se completó con el estudio de la información contenida en las ordenanzas parroquiales y otra documentación histórica disponible, así como los Planes Rectores de Uso y Gestión actuales, en combinación con entrevistas a la población local de avanzada edad. La evolución del paisaje y los usos del suelo se encuadra en el periodo entre los años 1956 y 2016 por disponerse de Mapas de Cultivos y Aprovechamientos para el conjunto de la RB, así

como fotografía aérea y ortofotografía para la elaboración de estudios de detalle a través de ventanas paisajísticas. La información cartográfica fue integrada en un sistema GIS y las fotografías aéreas fueron ortorectificadas para luego calcular, mediante la extensión V-LATE, las métricas del paisaje para los diferentes periodos. El estudio de la evolución del paisaje se completó con la repetición de fotografía terrestre coetánea para ambos periodos (1950 y 2016), ya que con esta técnica se pueden valorar aspectos del paisaje que no se aprecian al mismo nivel de detalle en los estudios cartográficos.

3. RESULTADOS Y DISCUSION

3.1. Evolución socioeconómica

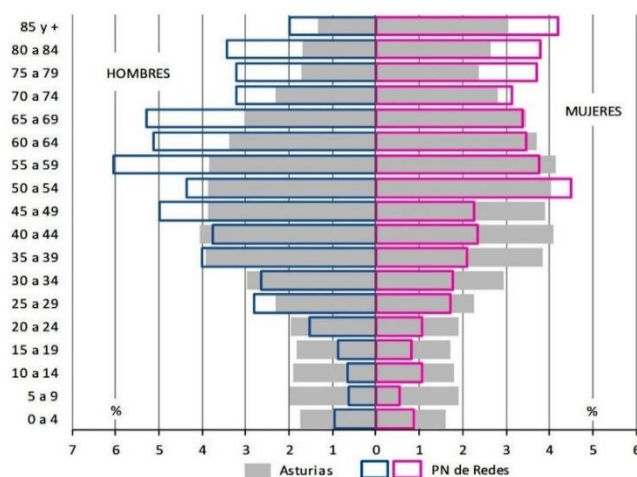
Durante el periodo 1950-2016 la RB de Redes ha experimentado un patrón de evolución socioeconómica similar al resto de áreas de montaña ibéricas en el que despoblación y atonía económica son el común denominador (Collantes, 2001). El máximo demográfico se alcanza a principios de la década de 1920 en los dos municipios (Caso y Sobrescobio), mientras que para el año 2016 habían desaparecido el 67% de sus habitantes, concentrándose las pérdidas más fuertes (40% de los efectivos) en el periodo 1950-1981. Durante los años 50 se desencadena un éxodo rural asociado a la incapacidad de las pequeñas explotaciones ganaderas para adaptarse a la nueva demanda urbana de leche fresca (Fernández García, 2005; Ortega Valcárcel, 1989). Redes ejemplifica ese escenario y así entre 1950 y 1986 desaparecen el 56% de las explotaciones, incrementándose la cifra hasta el 80% en 2016. Las consecuencias del éxodo son demográficas y económicas, pero también culturales. Durante este periodo se consolida la pérdida de capacidad de gestión de los recursos naturales, se disuelven los concejos abiertos y las prácticas comunales, y surgen nuevas actividades en ventaja comparativa. Todos estos procesos son decisivos para la desestructuración y desarticulación de la sociedad montañesa (Ortega Valcárcel, 1989) y el desvanecimiento de una economía multifuncional de carácter agrosilvopastoril orientada al aprovechamiento integral comunitario de los recursos locales. Como alternativa se suceden diversos intentos de especialización productiva, como la ya señalada “tentación lechera”, la especialización productiva cárnica posterior, o el turismo rural más recientemente. Estos devenires económicos y sociales tendrán a su vez profundas implicaciones medioambientales.

A partir de los años 90, la declaración del Parque Natural y luego de la RB fomentan ciertas expectativas socioeconómicas y surgen nuevos fenómenos demográficos como los falsos empadronamientos que camuflan el desplome demográfico bajo una engañosa repoblación urbana de fin de semana y vacacional (Molina Gallart, 2002). A la vez se evidencia la incapacidad de las nuevas actividades, como el turismo rural, para frenar el despoblamiento. La dura realidad de Redes se dibuja a través de indicadores demográficos como una densidad de población de 6 hab/km², propia de los desiertos demográficos. La forma de pirámide invertida de la población actual (Figura 1) denota un fuerte proceso de envejecimiento. Los jóvenes (0 a 14 años) no superan el 5%, el índice de reemplazamiento es 0,48 (el valor de referencia es 1) y la sex ratio es 124,54%, con el atenuante de concentrar el grueso de las mujeres fuera de la edad reproductiva. Con este panorama están comprometidos el relevo generacional, el desempeño de la futura actividad económica y la trasmisión del Conocimiento Ecológico Local (Berkes, 1999), mientras que el riesgo de pérdida de manejos tradicionales clave en la conservación de la agrobiodiversidad y los paisajes es palpable. Los indicadores demográficos dibujan una sociedad incapacitada por cantidad (número) y por

calidad (envejecimiento), para asumir los retos de conservación de la RB, entre los que figuran la agrobiodiversidad y el paisaje.

Figura 1. Pirámide de población, en grupos quinquenales, de la Reserva de la Biosfera de Redes, año 2016

Fuente: elaboración propia.



3.2. La evolución de la agrobiodiversidad animal

La ganadería era la actividad principal de la economía multifuncional preindustrial y entorno a ella se ordenaba y gestionaba el espacio, como queda constatado en las ordenanzas locales de pueblo y parroquia que estuvieron operativas al menos desde 1642 a 1950 en Redes. La variedad de ambientes ecológicos era gestionada a través del manejo de una cabaña ganadera formada por varias especies (Tabla 1) y razas autóctonas que aprovechaban integralmente los recursos pasables (González Díaz *et al.*, 2018b). Esta cabaña se consolida a través de un dilatado proceso de selección genética (*genitura*) basada en su capacidad de adaptación, tal cual aparece también reflejado en las ordenanzas locales. Redes es la cuna de una raza bovina autóctona, la Asturiana de la Montaña o *Casina*, de tal manera que no se sabe si la vaca da el nombre al municipio de Caso o lo es al revés. Paradójicamente esta raza en peligro de extinción cuenta hoy en día en Redes con uno de los censos más bajos de su área de distribución (600 ejemplares en 2016).

Tabla 1. Evolución de la cabaña ganadera (1950-1916)

Fuente: elaboración propia a partir de Archivos municipales de Caso (1952) y Sobrescobio (1942), así como SADEI (año 2001 en adelante).

Año	Vacuno	Ovino	Caprino
1950	7.583	2.199	2.095
1986	5.786	*503	*510
2001	6.589	1.134	794
2016	7.147	439	499

* Datos procedentes de la primera campaña de saneamiento general y obligatorio para Asturias publicado en año 1986 en la que sólo registran las madres para el ovino y caprino.

La cabaña ganadera a mediados del siglo pasado estaba compuesta por ganado mayor (vacuno) y menor (ovejas y cabras) (Tabla 1). Este último grupo era muy numeroso (el 40% de todas las cabezas de ganado eran ovino y caprino), a pesar del subregistro propio de las fuentes de la etapa pre-estadística para estas especies. Junto a esta trilogía ganadera básica común a toda la Cantábrica (Ortega Valcárcel, 1989), se constató la presencia de equino, porcino y colmenas, ausentes en estos primeros censos, pero presentes por ejemplo en el Catastro del Marques de la Ensenada dos siglos atrás. Para el resto de especies, la selección racial también operaba sobre las razas autóctonas, como la Cabra Bermeya, la Oveya Xalda, el Guchu Asturcelta o el Asturcón; todas ellas hoy en peligro de extinción (MARM, 2010). Con este panorama de diversidad genética ganadera se dotaba de contenido al paisaje animado de Redes, tal como pudimos concretar con fuentes indirectas (fotografía histórica, textos de la época...) y la entrevista a la población local de avanzada edad. Las especies aprovechaban los diferentes enclaves atendiendo a su selección de dieta y comportamiento en pastoreo, de forma que se realizaba un aprovechamiento integral de los recursos pastables. Para asegurar su uso racional, las ordenanzas determinaban de forma detallada cuándo y dónde se podía manejar cada especie.

Según avanza la segunda mitad del siglo XX, los cambios tecnoproductivos en la Montaña Cantábrica traen parejo el desmantelamiento de la cabaña ganadera en pro de una mal entendida especialización productiva, que conducirá a su simplificación, a la dominancia del ganado vacuno, y a la incorporación de razas foráneas, en un primer momento de orientación láctea (caso de la Pardo Alpina o la Frisona) y a partir de 1986 con orientación cárnica (Asturiana de los Valles, Limosin, Aubrac...). Estos vaivenes raciales contribuyen a la degradación de la cabaña local, la pérdida de su capacidad de adaptación y rusticidad, así como de su diversidad genética, características que la hacían idónea para estos escenarios de montaña. En 2016 el 90% de la cabaña está compuesta por el ganado vacuno (Tabla 1), mientras el ovino y caprino han desaparecido de los montes y pastos de Redes y están relegados al espacio adyacente a los pueblos, donde asumen la función de “oveja cortacésped” (Izquierdo Vallina, 2008). La pérdida de diversidad genética y de capacidad adaptativa, y la dominancia del vacuno se traducen en un ineficiente aprovechamiento de los recursos pastables que influirá notablemente en las transformaciones paisajísticas.

3.3. La evolución de la agrobiodiversidad vegetal

Hasta 1950 la agricultura en Redes tenía un carácter de subsistencia en el marco de la economía multifuncional descrita, y se manifestaba en una variada gama de cultivos orientados al abastecimiento de la casa como unidad de producción y consumo compuesta por: cultivos de huerta, cerealistas y frutales, así como por la recolección de plantas y frutos silvestres en el monte. Se ha estimado que cada casa manejaba por término medio hasta 30 especies de plantas diferentes a lo largo del ciclo productivo anual (Figura 2), y éstas se pueden agrupar según su lugar de recolección y cultivo.

Los huertos, emplazados en la trama intersticial de las aldeas, albergaban variedades de hortalizas y frutales adaptados a los rigores climáticos y a las condiciones del terreno, entre los que destacaban los guisantes (*Pisum sativum*), patatas (*Solanum tuberosum*), cebollas (*Allium cepa*), nabos (*Brassica rapa*), alubias verdes (*Phaseolus vulgaris*), remolachas (*Beta vulgaris*), berzas (*Brassica oleracea* var. *viridis*) y ajos (*Allium sativum*). Las lindes estaban salpicadas de árboles frutales de hueso, como los cerezos (*Prunus avium*), higueras (*Ficus carica*), ciruelos (*Prunus domestica*), piescales (*Prunus persica*) y nisales (*Prunus doméstica*), manzanos (*Malus domestica*) y perales (*Pyrus communis*). Mención importante se

ha de hacer a los manzanos, ya que en las áreas próximas a los pueblos daban lugar a una estructura paisajística característica, las pomaradas tradicionales en patrón franco, orientadas a la producción de sidra. Con un patrón similar se daba el cultivo de la castaña (*Castanea sativa*), en forma y función de los omnipresentes sotos de castaño en las aldeas de Redes. El resto de los frutales orientados a la producción de frutos secos, como los avellanos (*Corylus avellana*) y nogales (*Juglans regia*), componían los setos vivos de los prados de siega situados a menor altitud, siendo tan abundante la producción de los primeros que daba lugar a exportaciones con destino a Inglaterra (Jove y Alonso, 1932).

Figura 2. Ciclo de siembra (en marrón) y recolección (en verde) de los principales cultivos agrícolas en el modelo tradicional de territorios hoy ocupados por la RB de Redes

Fuente: elaboración propia.



Una tesela paisajística emblemática de Redes en el modelo tradicional eran las erías situadas en los espacios adyacentes a todos los pueblos, y en ellas el cultivo cerealista por excelencia era la escanda (*Triticum spelta*). A medida que se fueron intensificado e incorporando nuevos cultivos, pasó a compartir espacio con el maíz (*Zea mays*) y la patata (*Solanum tuberosum*) mediante rotaciones complejas. La gama de cultivos tradicionales se completaba con las recolecciones en el monte de plantas y frutos silvestres entre los que abundaban los que tenían propiedades medicinales, como la manzanilla (*Chamomilla recutita*), el orégano (*Origanum vulgare*), el “lentexil” o helecho real (*Osmunda regalis*), la cirigoña (*Chelidonium majus*), la “xanzaina” o genciana (*Gentiana lutea*) y la “vegambre” o eléboro blanco (*Veratum album*), la flor del tilo (*Tila plathypihyllos*), el té (*Syderitis hissoipifolia*), los arándanos (*Vacinium myrtillus*), los “prunos” o frutos del endrino (*Prunus spinosa*).

Los cambios tecnoeconómicos apuntados para la ganadería tendrán consecuencias en la agricultura y en los cultivos asociados ya que todos ellos estaban subordinados a aquella. La tentación lechera impuso en un primer momento la pratificación del terrazgo, en respuesta a la demanda de superficie forrajera próxima a los pueblos y a las incipientes vías de comunicación desde dónde la producción láctea debía salir con ritmo diario. Así desaparecieron las erías y los cultivos asociados, quedando la agricultura recluida a los huertos de labor insertos en las aldeas y se centraba en la patata. Por otro lado, el éxodo rural, la

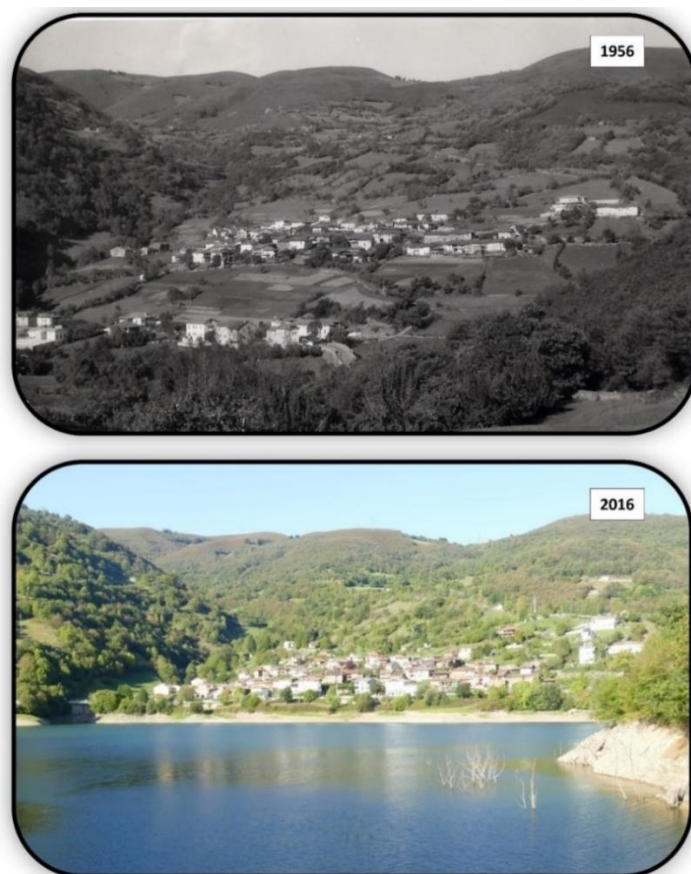
pérdida de gestión del espacio propio y la entrada de nuevas actividades en situación de ventaja comparativa sobre las tradicionales (Fernández García, 2005; Ortega Valcárcel, 1989), trajeron parejos el abandono de cultivos como la castaña, la manzana o la avellana. Con estos vaivenes se tienden a perder tanto las variedades genéticas locales como el acervo local sobre los procesos agroecológicos clave que permitían el óptimo manejo de estas especies y el mantenimiento de las estructuras paisajísticas que las albergaban. Similar evolución experimentó la recolección de plantas medicinales y plantas silvestres, cuyo declive se agudizó con los obstáculos legales para su aprovechamiento.

3.4. Evolución del paisaje

En los últimos 60 años, el paisaje de Redes afrontó un proceso de simplificación y homogenización paralelo al sufrido por la agrobiodiversidad y sus manejos. Esta transformación la podríamos definir como cierre gradual del paisaje, *fermeture du paysage* (Le Folch *et al.*, 2005), entendido como un fenómeno de expansión de la vegetación leñosa, el arbolado y el matorral, sobre una matriz agraria en mosaico (Mata Olmo, 2009). El análisis de la evolución del Mapa de Cultivos y Aprovechamientos (1975-2010), de la cartografía evolutiva (fotografía aérea de 1956 y las ortofotografía de 2016) y de la fotografía repetida de la misma época (Fotografía 1) evidencian esta tendencia paisajística común a otras áreas de montaña (Lasanta Martínez, 2002).

Fotografía 1. Fotografía repetida del término agrario del pueblo de Tanes 1956-2016

Fuente: 1956 autor desconocido; 2016 autores.



El Mapa de Cultivos y Aprovechamientos tiene limitaciones de la fuente, pero tras correcciones de interpretación en la cartografía vectorial disponible, se empleó como una fuente generalista para detectar las tendencias dominantes en el paisaje del conjunto de Redes. La dinámica paisajística evidenció un cierre gradual que se manifestó en tres tipos de transformaciones:

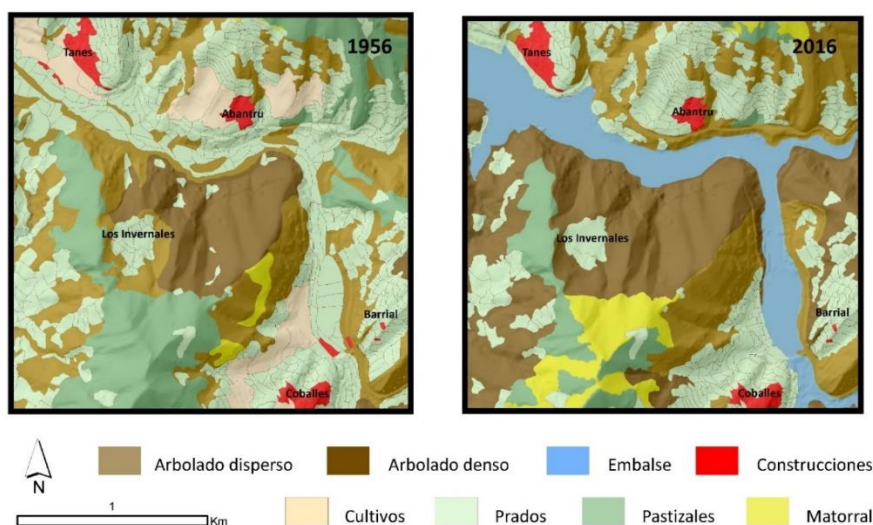
1. La “pratificación” como proceso de desaparición de los terrazgos de cultivo y su reconversión en prados y pastizales.
2. La “matorralización” como proceso de expansión de las facies de matorral en sus diferentes variantes sobre superficies de pastizales, prados e incluso cultivos.
3. La “reforestación natural” como proceso de expansión de las manchas boscosas sobre todo tipo de clases y con diferentes ritmos y velocidades, por dinámica natural y en ausencia de actividad antrópica.

Las transformaciones paisajísticas detectadas en el Mapa de Cultivos y Aprovechamientos se validaron con la técnica de la fotografía terrestre repetida (Fotografía 1). Se repitieron 50 fotografías en las que se registraron las transformaciones paisajísticas dominantes en las imágenes. Los resultados revelaron que la reforestación natural aparecía en el 80% de las mismas, la matorralización en 45% y la pratificación del terrazgo en un 28%.

Finalmente, para la cartografía evolutiva elaborada a partir de la fotografía aérea del Vuelo Americano (1956) y las ortofotografía recientes (2016) se establecieron seis ventanas paisajísticas, que permitieron concretar la magnitud y el alcance de las transformaciones. En la que se ha tomado como ejemplo (Mapa 2), se observan el avance forestal, la matorralización, la reducción de los prados y pastizales y el ocaso de los cultivos. Así, el arbolado disperso, que expresa estructuras paisajísticas como el castaño, se ha reducido un -30%, el arbolado denso ha progresado un 111%, el matorral un 120%, mientras que los pastizales se han reducido un -83%, los prados individuales un -50%, y los cultivos han desaparecido en su totalidad. Estas transformaciones en su conjunto están inducidas en gran parte por la construcción del embalse. El proceso de cierre gradual del paisaje se manifiesta en esta ventana en incrementos de los índices de paisaje como la dominancia (+33%) y la proximidad (+6%), indicativos del proceso homogenización y compactación del paisaje descrito.

Mapa 2. Mapa evolución del paisaje en la ventana paisajística Tanes-Coballes

Fuente: elaboración propia.



Las tendencias paisajísticas detectadas en Redes se asemejan a las observadas en otros espacios de montaña, donde la pérdida de teselas clave, como los prados de siega (García Manteca *et al.*, 2018) o los cultivos, conlleva una reducción de la agrobiodiversidad (Nilsson *et al.*, 2013), creciente riesgo de incendios forestales, de expansión de plagas forestales, pérdida de variedades animales y vegetales, etc. (González Díaz *et al.*, 2018a).

4. CONCLUSIONES

Los cambios socioeconómicos manifestados en procesos de despoblación, abandono de los usos tradicionales, pérdida de capacidad de gestión del espacio propio y el profundo envejecimiento de la población parejo a la ausencia de relevo generacional, comprometen la transmisión del Conocimiento Ecológico Local como elemento clave para la conservación y manejo de la agrobiodiversidad y los paisajes asociados. La agrobiodiversidad y los manejos de la misma, han sufrido un proceso de simplificación paralelo a los intentos de especialización productiva en un espacio de vocación ecológica multifuncional, que no sólo compromete la diversidad genética local, sino su uso potencial futuro. El paisaje como elemento integrador de las relaciones del hombre con el medio, es su doble condición de soporte productivo y producto sensorial, refleja los cambios tanto socioeconómicos como los expresados por la agrobiodiversidad. En él la homogenización y la pérdida de su carácter en mosaico concurren con la simplificación de los manejos de los recursos locales y de la desaparición de la agrobiodiversidad, en un claro proceso de cierre gradual del paisaje. Los procesos señalados, de manera conjunta, se traducen en un escenario territorial desfavorable para asumir los graves grandes retos de la sociedad actual: la despoblación, el cambio climático, las plagas y el riesgo creciente de incendios, la conservación de la biodiversidad o la seguridad alimentaria. Para enfrentar estos retos se necesitan paisajes en mosaico y dotados de agrobiodiversidad como los que nos legaron nuestros antepasados.

REFERENCIAS

- Amend, T.; Brown, J.; Kothari, A.; Phillips, A.; Stolson, D. (Eds.) (2008). *Protected landscapes and Agrobiodiversity values*. Heidelberg: IUCN; GTZ.
- Bailey, A. (Ed.) (2016). *La incorporación de la biodiversidad agrícola en sistemas alimentarios sostenibles. Fundamentos científicos para un Índice de agrobiodiversidad. Resumen*. Rome: Biodiversity International.
- Berkes, F. (1999). *Sacred Ecology. Traditional Ecological Knowledge and Resource Management*. Philadelphia: Taylor & Francis.
- Collantes, F (2001). El declive demográfico de la montaña española, 1860-1991: revisión crítica de propuestas teóricas. *Historia Agraria*, 24: 203-225.
- FAO (2015). *The Second Report on the State of the World's Animal Genetic Resources for Food and Agriculture*. Rome: FAO.
- Fernández García, F. (2005). La quiebra del modelo histórico en la montaña cantábrica. Delgado Viñas, D. (Ed.). *La montaña cantábrica. Una montaña viva*. Santander: Universidad de Cantabria: 79-96.
- García Manteca, P.; García de la Fuente, L.; González Iglesias, V. (2018). Diagnóstico de la situación de prados de siega en el suroeste europeo: análisis diacrónico en el Parque Nacional de los Picos de Europa. *Naturalia Cantabrigiae*, 6(1): 1-21.
- González Díaz J.A.; Celaya R.; Fraser M.D.; Osoro K.; Ferreira L.M.M.; Fernández García F.; González Díaz B.; Rosa García R. (2018a). Agroforestry systems in northern Spain. The role of



- land management and socioeconomy in the dynamics of landscapes. En: Dagar J.; Tewari V. (Eds.) *Agroforestry*. Singapore: Springer: 189-215. doi:10.1007/978-981-10-7650-3_7
- González Díaz, J.A.; González Díaz, B.; Rosa García, R. (2018). Trashumancia y paisaje en la Reserva de la Biosfera de Redes (Asturias): Pasado, presente y expectativas de futuro. En: Roig, S.; Barrantes, O. (Eds.) *Pastoralismo y vías pecuarias*. Teruel: SEEP: 253-260.
- Izquierdo Vallina, J. (2008). *Asturias, región agropolitana: las relaciones campo-ciudad en la sociedad posindustrial*. Oviedo: KRK.
- Jove, J.M.; Alonso, L. (1932). *Topografía médica del término municipal Sobrescobio*. Madrid: Academia Nacional de Medicina, Premio García Roel.
- Lasanta Martínez, T. (2002). Los sistemas de gestión en el Pirineo central español durante el siglo XX: del aprovechamiento global de los recursos a la descoordinación espacial en los usos del suelo. *Ager*, 2: 173-195.
- Le Floch, S.; Sophie Devanne, A.; Deffontaines, J.P. (2005). La «fermeture du paysage»: au-delà du phénomène, petite chronique d'une construction sociale. *L'Espace géographique*, 44: 49-64.
- MARM (2010). *Razas de ganado del Catálogo Oficial de España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. <https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/temas/zootecnia/razas-ganaderas/razas/catalogo/default.aspx>
- Mata Olmo, R. (2001). Los paisajes agrarios. En: Gil Olcina, A.; Gómez Mendoza, J. (Eds.). *Geografía de España*. Barcelona: Ariel: 299-327.
- Mata Olmo, R. (2009). Paisaje y territorio: un desafío teórico y práctico. En: Sánchez Pérez-Moneo, L.; Troitiño Vinuesa, M.A. (Eds.). *Agua, territorio y paisaje: de los instrumentos programados a la planificación aplicada: V Congreso Internacional de Ordenación del Territorio*. Madrid: Asociación Interprofesional de Ordenación del Territorio, FUNDICOT: 243-282.
- Molina Gallart, D. (2002). El proceso de desamortización demográfica de la montaña pirenaica en el largo plazo. *Ager*, 2: 81-99.
- Nilsson S.G.; Franzén, M.; Pettersson, L.B. (2013). Land-use changes, farm management and the decline of butterflies associated with semi-natural grasslands in southern Sweden. *Nature Conservation*, 6: 31-48. doi:10.3897/natureconservation.6.5205
- Ortega Valcárcel, J. (1989). La economía de montaña una economía de equilibrio. *Ería*, 19-20: 115-128.
- Vázquez, A.; Díaz, T.E. (2006). *Parque Natural de Redes: Tierras de bosques y urogallos*. Oviedo: Ediciones Novel.

CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD
XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía
Santander (Cantabria), 22-25 junio de 2020



SITUACIÓN Y DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DEL ÁGUILA REAL (*Aquila chrysaetos*) EN EL OESTE DE ÁLAVA (PAÍS VASCO)

Peio Murua y Pedro José Lozano

Universidad del País Vasco / Euskal-Herriko Unibertsitatea.
pmurua001@ikasle.ehu.eus; Pedrojose.lozano@ehu.eus

RESUMEN

El águila real (*Aquila chrysaetos*) es una de las aves más grandes y emblemáticas del hemisferio norte. Pertenece a la familia Accipitridae. En la Península ibérica diversos autores han llegado a calcular la existencia de 1.500 parejas, de manera que muestra unos contingentes poblacionales relativamente reducidos y por eso se encuentra catalogada bajo diversas figuras de protección. El objetivo del presente trabajo es realizar una estimación de los contingentes poblacionales de la especie dentro de la comarca de Álava occidental. Estos nuevos datos serán también comparados con los aportados anteriormente. A través de un complejo pero muy contrastado proceso metodológico derivado de transectos regulares realizados durante dos años y acompañados de visitas a lugares sensibles junto a estaciones de vigilancia, se ha realizado la estimación poblacional a la vez que se han estudiado otras variables como la dieta, la ubicación de los nidos y las parejas, los movimientos de dispersión y las posibilidades de distribución de la especie en el futuro dentro del ámbito territorial mencionado.

Los resultados hablan de una distribución en aquellos sectores con gran cantidad de presas, poco impactados por el ser humano, con poca presión antrópica y con un paisaje en el que alternan bosques bien conservados junto a espacios abiertos de campiña y pastos. Seis han sido los territorios y parejas confirmadas mientras que dos están en dudas. Estas cifras, comparadas con otras regiones y sectores de la Península Ibérica dan lugar a densidades muy altas.

Palabras clave: *Aquila chrysaetos*, densidad poblacional, requerimientos tróficos, distribución, Álava oriental.

ABSTRACT

The golden eagle (*Aquila chrysaetos*) is one of the largest and most emblematic birds in the northern hemisphere. It belongs to the family Accipitridae. In the Iberian Peninsula several authors have come to calculate the existence of 1,500 pairs, so that it shows relatively small population contingents and is therefore catalogued under various protective figures. The objective of this work is to estimate the population contingents of the species within the region of western Alava. These new data will also be compared to those previously provided. Through a complex but highly proven methodological process derived from regular transects carried out over two years and accompanied by visits to sensitive places next to surveillance stations, population estimation has been made while studied other variables such as diet, the location of nests and couples, the movements of dispersion and the possibilities of distribution of the species in the future within the territorial scope mentioned.

The results speak of a distribution in those sectors with a large number of prey, little impacted by humans, with little anthropic pressure and with a landscape in which well-

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Murua, P.; Lozano, P.J. (2020). Situación y distribución potencial del águila real (*Aquila chrysaetos*) en el oeste de Álava (País Vasco). Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 381-392.

preserved forests alternate next to open spaces of countryside and pastures. Six have been confirmed territories and couples while two are in doubt. These figures, compared to other regions and sectors of the Iberian Peninsula, give rise to very high densities.

Keywords: *Aquila chrysaetos*, population density, trophic requirements, distribution, eastern Alava.

1. INTRODUCCIÓN

El águila real (*Aquila chrysaetos* L., 1758) es una de las aves más grandes y emblemáticas del hemisferio norte. Su distribución actual engloba diversas regiones como Eurasia, Norteamérica, y norte de África, no obstante, dentro de esta gran distribución hay que reseñar que falta de países como Francia, Alemania, Holanda, Bélgica o Polonia (Arroyo, 2003). A su vez, dentro de la especie se diferencian subespecies como la que se encuentra en el este y Centroeuropa así como el oeste de Rusia (*Aquila chrysaetos chrysaetos*), en Asia central se encontraría (*Aquila chrysaetos daphanea*), en Japón y Corea (*Aquila chrysaetos japónica*), al este de Siberia (*Aquila chrysaetos kamtschatica*), en Norteamérica, hasta el norte de México, (*Aquila chrysaetos canadensis*) y, por fin, en la Península Ibérica y el norte de África (*Aquila chrysaetos homeyeri*). Habría que destacar que existió una séptima subespecie desaparecida en el Holoceno (*Aquila chrysaetos simurgh*) (Ibor, 2014). Pertenece a la familia *Accipitridae*. En la Península Ibérica diversos autores han llegado a calcular la existencia de 1.500 parejas, de manera que muestra unos contingentes poblacionales relativamente reducidos y por eso se encuentra catalogada bajo diversas figuras de protección (Del Moral, 2014). Según la UICN se encuentra catalogada como de preocupación menor. Sin embargo, en el territorio estatal la especie aparece catalogada en el atlas y libro rojo de las aves bajo la categoría de casi amenazada, mientras en la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV) se encuentra en la categoría de vulnerable. En cualquier caso, en la Península Ibérica la especie se encuentra protegida dentro de la lista de especies silvestres en régimen de protección especial, de manera que no puede ser cazada, así como recibir molestias o cualquier otro impacto negativo.

Dentro de la Península Ibérica su distribución es realmente irregular de manera que, en general, ocupa los espacios montanos y las grandes cordilleras: Cordillera Cantábrica, Pirineos, Cordillera Ibérica, Sistema Central, Cordilleras Béticas, Montes de Toledo y Sierra Morena. En estos enclaves alcanza sus mayores densidades, sin embargo, también ocupa otros sectores no montañosos como el Valle del Ebro o el Bierzo. Falta de amplios sectores de las dos submesetas y de la mayor parte de las costas atlánticas, cantábricas y mediterráneas (Arroyo, 2004).

Los ejemplares pueden alcanzar un peso que oscila entre 3 y 6 kg y que depende del sexo, estado de desarrollo y alimentación. La hembra siempre es más grande que el macho. Al igual que ocurre con la mayor parte de las aves rapaces, el dimorfismo sexual se manifiesta en un mayor tamaño y envergadura de las hembras frente a los machos. Cuenta con un plumaje, en general, marrón oscuro y con tonos amarillentos tanto en las alas como a la altura del cuello, no obstante, al volar, por la parte de abajo presenta un plumaje de color más grisáceo con tonos blancos derivados de manchas de este color en la base de ciertas plumas. Cuando son jóvenes y se han emancipado del nido su plumaje es más oscuro, prácticamente negro, mientras que cuando nacen lo hacen cubiertos de un plumón blanco que va desapareciendo a medida que va creciendo. Cuentan con tarsos amarillos en sus patas que terminan por culminar en 4 garras muy afiladas y largas y de color negro, tres en posición delantera y otra

trasera que llega a medir hasta 7 cm. El pico, por su parte presenta un color claramente amarillo a la altura de las narinas mientras que hacia la punta se oscurece siendo totalmente negro, afilado y muy potente. Éste se encuentra ligado a poderosos músculos que se insertan a lo largo de la cabeza y el cuello en sus hombros. Con el pico puede agujerear y desgarrar cualquier tipo de carne o presa. Los ojos son negros, grandes y se encuentran en una posición frontal dentro de la cabeza. Su envergadura de pico a cola puede oscilar entre 76 y 103 cm dependiendo del sexo y edad. Igualmente, de ala a ala puede oscilar entre 180 y 230 cm. Para hacernos una idea, la comparación con el buitre común sería que éste mide 235 y 280 cm de envergadura alar. Su dieta se basa en la captura de diferentes presas como el conejo (*Oryctolagus cuniculus*), perdiz roja (*Alectoris rufa*), paloma torcaz (*Columba palumbus*) y bravía (*Columba livia*), reptiles como culebras y lagarto ocelado (*Lacerta lepida*) e incluso mamíferos como la liebre (*Lepus* sp.), el zorro (*Vulpes vulpes*) o el corzo (*Capreolus capreolus*) (Bautista *et al.*, 2016). Esta dieta, junto a su biología, ecología e incluso etología, hace de este ave una de las más escasas, no sólo de la Península Ibérica, sino a escala mundial. Su dinámica poblacional se fue reduciendo a partir de los años 60 del pasado siglo como consecuencia de cuestiones como la disminución de determinadas poblaciones de presas como el conejo, el abandono agrario, la caza indiscriminada derivada de la ley de alimañas de 1953 y la utilización de diferentes venenos para diezmar a las entonces denominadas como alimañas.

2. OBJETIVOS

El objetivo fundamental del presente trabajo es realizar una estimación de los contingentes poblacionales de la especie dentro de la comarca de Álava oriental. Estos nuevos datos serán también comparados, en un análisis diacrónico, con los aportados anteriormente por la empresa Gaden (Illana *et al.*, 2016).

Este fin principal puede derivarse en objetivos más específicos como:

- Conocer de primera mano la biología, ecología, corología y etología de la especie dentro de este ámbito territorial.
- Estudiar las características mesológicas del área de estudio para poder determinar los porqués de su distribución.
- Estimar sus contingentes poblacionales a la vez que determinar cuáles pudieran ser las zonas y sectores donde nuevos contingentes pudieran afincarse y prosperar potencialmente.
- Determinar las densidades y evolución diacrónica de la especie en este ámbito a través de comparaciones con datos actuales y anteriores.

3. METODOLOGÍA

A través de un complejo, pero muy contrastado proceso metodológico derivado de transectos regulares realizados durante dos años y acompañados de visitas a lugares sensibles junto a estaciones de vigilancia, se ha realizado la estimación poblacional a la vez que se han estudiado otras variables como la dieta, la ubicación de los nidos y las parejas, los movimientos de dispersión y las posibilidades de distribución de la especie en el futuro dentro del ámbito territorial mencionado.

El águila real muestra dificultades evidentes a la hora de su estudio. En primer lugar, cuenta con territorios extensos y relativamente accidentados. Muchas veces se encuentran

posados encaramados a un risco de manera que es difícil su localización exacta. A ello hay que añadirle el que, aunque formen parejas estables, la mayor parte del tiempo cada uno de los miembros de la pareja desarrolla sus propias actividades de manera que, salvo en el cortejo, es difícil diferenciar la existencia o no de la pareja. Sólo con observaciones sistemáticas, largas y continuadas se puede llegar a la determinación de parejas estables sobre un territorio. Para determinar dicha cuestión, precisamente, se realizó un esfuerzo adicional en época de celo, entre enero y marzo. Por otra parte, los jóvenes en dispersión y, a veces, incluso adultos sin pareja o recién llegados a la época reproductora, realizan largos y extensos desplazamientos que pueden llegar a los cientos de kilómetros. Para evitar estos sesgos y no falsear las parejas y territorios ocupados se han tomado las siguientes determinaciones: sólo se constatará como pareja sobre un territorio cuando se hayan divisado dos ejemplares volando a la vez y de forma relativamente emparejada; cuando se ha divisado un adulto incubando los huevos sobre el nido o cuando se ha divisado un adulto alimentando al pollo. Sólo en estos casos se daba por buena la existencia de una pareja reproductora sobre un territorio concreto.

En segundo lugar, se ha tenido en cuenta el trabajo de Illana *et al.* (2016). En este informe se determinan las parejas y los contingentes existentes para todo Álava. Basados en este trabajo, siempre que se ha divisado un ejemplar en un territorio determinado con anterioridad, pero no se han constatado otro tipo de pruebas más contundentes, se ha tomado en cuenta el mismo como “supuesto territorio con pareja”.

Tal y como se referenció anteriormente, las observaciones directas se realizaron a través de dos técnicas básicas como son las estaciones de observación y los transectos. Los primeros se establecieron en aquellos puntos relevantes del relieve por su alta visibilidad. Estos puntos de observación fueron 20 y se determinaron, no sólo por su alta visibilidad, sino que se intentó cubrir la mayor parte del territorio y repartirlos de forma aleatoria pero estratégica. Para aquellos sectores más llanos o con cubierta forestal donde la visibilidad era inferior se determinaron transectos. En cualquier caso, tanto para los transectos como para las estaciones de observación se han registrado visitas prácticamente cada 21 días y en cada una de ellas se establecían estancias o recorridos de entre 30 y 45 minutos. Para facilitar la observación y la determinación de las parejas se han utilizado tanto un telescopio terrestre como unos prismáticos.

4. CARACTERÍSTICAS MESOLÓGICAS DEL ÁREA DE ESTUDIO

Para este estudio se han tomado en cuenta los territorios de 19 municipios del oeste alavés por ser los que mejores condiciones presentan para la existencia de la especie y por ser aquellos que contaban con citas de la especie anteriores al presente trabajo. El territorio discurre, por tanto, desde el norte donde limita con Las Encartaciones y la también comarca vizcaína de Arratia-Nervión, por el oeste con Las Merindades burgalesas, por el sur con el río Ebro y la provincia de Logroño y por el este con Los Montes alaveses, el Condado de Treviño, la Llanada alavesa y Zigoitia (Figura 1). El territorio de estudio cuenta con una superficie de 1.242 km², con 72,3 km de norte a sur y 41,2 km de este a oeste. La altitud mínima se registra en Llodio con 110 m y la máxima con 1.481 m en el Monte Gorbea.

En cuanto al relieve, el ámbito de trabajo muestra una llanada o zona más amable al norte, dentro del territorio de Llodio y Amurrio en la denominada Llanada de Ayala. La altitud oscila entre los 110 y los 300 m. Este territorio discurre hasta encontrarse, de forma abrupta, con las estribaciones de la Sierra Salvada o Gorobel, con cimas dispuestas por encima de los 1.000 m (Urieta 1.133 m y Eskutxi 1.180 m). Hacia el este el territorio se introduce en los

hayedos de las estribaciones de Sierra Gorbea. Allí se alcanzan las máximas cotas. Hacia el sur aparecen las sierras de Arrato y Badaya que, a través de las Peñas de Subijana-Morillas comunican estos sistemas con la sierra de Arkamo-Gibijo hacia el oeste y, desde éstas se volvería siguiendo al noroeste hacia Gorobel. Todas estas estribaciones serranas relativamente modestas toman la forma de arco con la convexidad mirando hacia el este donde se dispone la Llanada de Badaya, sus altitudes máximas llegan a situarse ligeramente por encima de los 1.000 m. Más hacia el oeste y antes de internarnos en la Sierra de Valderejo se dispone el valle de Cuartango con unas altitudes medias de entre 550 y 650 m. La sierra de Valderejo discurre hacia el sur encontrándose con la sierra de Arcena. Entre las dos terminan por configurar un sistema serrano perfectamente conectado y con grandes posibilidades para el águila real. Sus cimas cuentan con altitudes máximas por encima de los 1.200 m (Vallegrul 1.224 m, Revillallanos 1.297 m, Mota 1.319 m o Cueto 1.362 m). Discurriendo hacia el sureste nos topamos con la sierra de Añana que muestra altitudes bastante más modestas, del orden de los 700-900 m. Más hacia el sur el territorio se interna en el valle del Ebro y, por tanto, muestra un relieve no tan montañoso y mucho más plano o con pendientes muy moderadas. Las altitudes medias son de 450 metros y en este sector se encuentran las partes finales o desembocaduras de ríos como el Zadorra, Bayas y Omecillo además de pueblos como Espejo, Caicedo-Yuso y Armiñón. Más hacia el sureste volveríamos a toparnos con otro sistema montañoso relativamente modesto, pero con estratos muy verticalizados y, por tanto, muy querencioso para esta especie. Se trata de los Montes Obarenes con altitudes que no sobrepasan los 1.000 m. Su transición hacia el este vendría dada por las estribaciones del Toloño, dentro de la denominada Sierra de Cantabria que, por espacio de 30 km, se extiende de oeste a este, aunque gran parte de este territorio queda fuera ya de la zona de estudio (Figura 2).

Figura 1. Localización del territorio de estudio y límites de los 19 municipios

Fuente: elaborado a partir del visor de Geoeskadi.

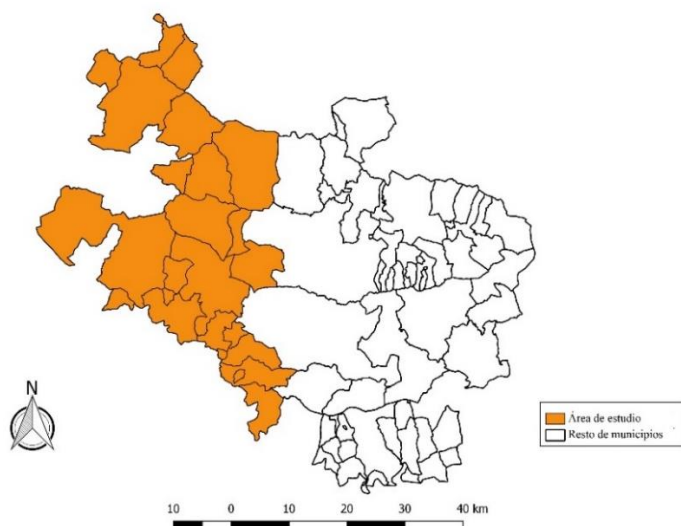
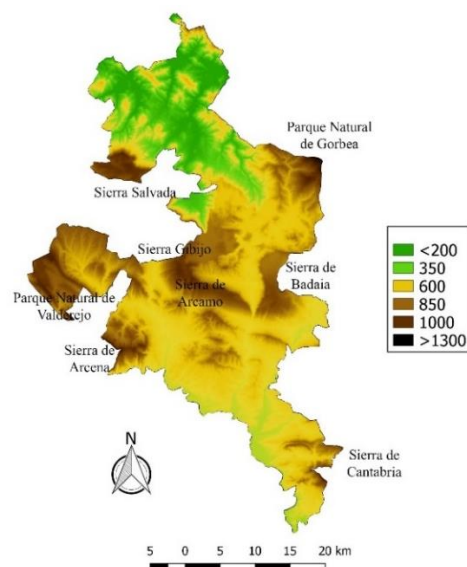


Figura 2. Orografía de la zona de estudio

Fuente: elaborado a partir del visor de Geoeskadi.



En cuanto a los usos del suelo, lo cierto es que se llegan a registrar hasta 11 formaciones o paisajes diferentes. En las zonas más planas y, teniendo en cuenta que de norte a sur existe una transición climática entre un régimen templado oceánico a otro totalmente mediterráneo,

se disponen cultivos y pastos. Al norte dominarían más los pastos ganaderos, aunque también se encuentran zonas de huerta y cultivos como el maíz, la remolacha e incluso la patata. Al sur, lógicamente, dominarían los campos de cereal y la vid. En la parte central, en Llanadas como la de Badaya o el Valle de Cuartango dominaría el cereal, pero también cultivos como la patata y la remolacha. En las sierras del noreste, fundamentalmente las estribaciones del Gorbea, dominan las plantaciones de exóticas como *Pinus radiata*. Éstas se alternan con importantes extensiones de hayedo ya a cotas por encima de los 700-800 metros. Al noroeste, por su parte, discurriendo desde el Valle de Ayala a las estribaciones serranas de Sierra Salvada existe una transición desde los quejigares de *Quercus faginea* hacia los brezales montanos. En el sector central, precisamente ocupando la zona de transición climática entre el mundo oceánico y el mediterráneo de interior, se disponen importantes extensiones de quejigo (*Quercus faginea*) con bosques de roble carvalho (*Quercus robur*) en los suelos más profundos, frescos y húmedos de La Llanada Alavesa. La transición de estas formaciones hacia el encinar (*Quercus ilex*), es un hecho en las zonas más bajas y meridionales, al igual que la presencia de los mencionados campos de cultivo dominados por el cereal. Al oeste, sin embargo, en ámbitos serranos como los de Valderejo, Arcena pero también en los modestos montes de Añana existen importantes extensiones de pinares naturales de *Pinus sylvestris*. En el valle del Ebro y las desembocaduras del Bayas, Zadorra y Olmecillo se imponen los campos de cultivo y las vides y en los cursos fluviales la vegetación de ribera. Ya en los Obarenes y Toloño volvemos a toparnos con plantaciones forestales de exóticas, encinares (*Quercus rotundifolia*) y quejigares en las partes bajas y hayedos en las altas. En algún pequeño enclave, en el sector más oriental dentro de la zona central, se pueden encontrar algunas extensiones de rebollo (*Quercus pyrenaica*).

Para este taxón la presencia humana supone un freno o una cortapisa, de manera que también se ha estudiado y se describirá de forma sucinta la densidad de población y su reparto territorial. En general, en todo el ámbito de estudio las densidades de población humana son bajas. Los municipios con mayores poblaciones se sitúan al norte (Llodio 18.249 hab. y Amurrio 10.336 hab.) (Eustat, 2016), a excepción del municipio de Iruña de Oca que se sitúa al este. En el resto del territorio las densidades son bajas a muy bajas oscilando entre los 4 y 5,5 hab/km². Son precisamente en esos entornos ubicados en los sectores centrales y meridionales donde se dan los mayores contingentes poblacionales del águila real. Existe una correlación directa y positiva entre las zonas con menores densidades poblacionales del ser humano y las mayores densidades del taxón. Por otra parte, otro de los elementos disruptores para el águila real serían las grandes infraestructuras. La red más densa de carreteras también se circunscribe a la parte norte, el Valle de Ayala, municipios como Llodio y Amurrio, de tal manera que, a las densidades de población humana más altas de todo el área de estudio, se le suman el mayor número de kilómetros de carreteras de alta y media capacidad. En cualquier caso, la infraestructura más importante es la Ap-68 que discurre entre Zambrana, al sur y Amurrio, al norte. Lo hace por las zonas más bajas y no parece suponer mayor obstáculo para el águila real que, en esta zona en general, centra sus territorios precisamente fuera de esta gran infraestructura.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

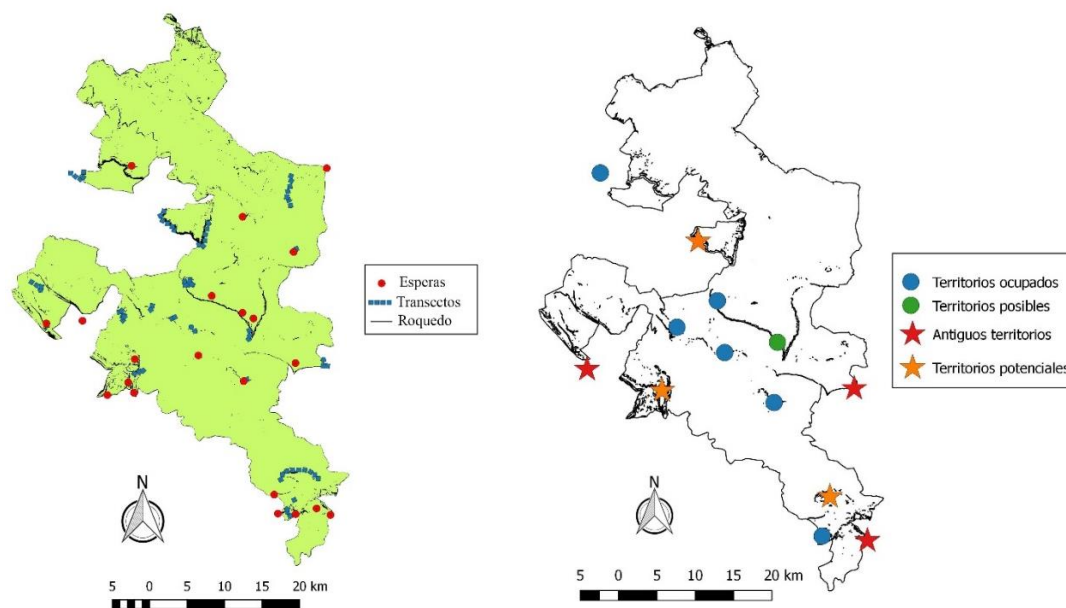
Los resultados obtenidos a través de la batería metodológica se han centrado en dos aspectos fundamentales. Por una parte, determinar el número de parejas reproductoras existentes en la zona y territorios limítrofes y en segundo lugar cómo se reparten.

Los resultados hablan de una distribución poblacional muy en consonancia con los requerimientos de la especie. Sólo aparece en aquellos sectores con gran cantidad de presas, poco impactados por el ser humano, con poca presión antrópica y con un paisaje en el que alternan bosques bien conservados junto a espacios abiertos de campiña y pastos. Seis han sido los territorios y parejas confirmadas mientras que dos están en dudas. Los territorios constatados dentro del área de estudio son Arriano, Karanka, Barron, Hereña y Salinas de Buradon, el sexto, por su parte se sitúa fuera del ámbito de investigación, dentro de Angulo, en el nordeste de la provincia de Burgos. Sin embargo, la pareja ocupante de este territorio hace abundantes incursiones dentro del territorio alavés.

Teniendo en cuenta el mencionado estudio de Illana *et al.* (2016) también se han podido constatar otros dos territorios definidos como “supuestos” puesto que no se ha podido detectar a la pareja, sino que se han avistado individuos solitarios en ambos casos. Se trata de Subijana-Morillas y Aprikano. En este último caso, efectivamente, sólo se pudo constatar la presencia de un individuo, aunque hay que tener en cuenta que está catalogado como nido histórico desde 1990 (Illana, 1991). En el primer caso se trataría de un nido histórico o, mejor dicho, nidos históricos, puesto que la pareja ha contado tradicionalmente con varios nidos, todos ellos fuera de territorio Alavés, dentro de la provincia de Burgos. También el trabajo de Illana, *et al.* (2016) confirma que buena parte de su territorio de campeo y caza se dispone dentro del área de estudio (Figuras 3 y 4).

Figuras 3 y 4. Localización de las estaciones de observación, los transectos y paredes rocosas y localización de los nidos y parejas actuales y potenciales

Fuente: elaborado a partir del visor de Geoeuskadi.



En resumidas cuentas, se puede afirmar que la cantidad de parejas reproductoras que se sitúan en el área de estudio puede oscilar entre 6 y 8, sin tener en cuenta otros avistamientos

de ejemplares en dispersión o no emparejados. Al respecto, hay que reseñar que, aparte de las parejas reproductoras, también han sido detectados otros dos individuos solitarios en territorios no ocupados hasta la fecha por ninguna pareja. Uno en las inmediaciones del Santuario de Oro, en el término municipal de Zuia pero que se ha ido moviendo por los alrededores, siempre en las inmediaciones del Parque Natural del Gorbea, y otro en Ocio, en las cercanías de la Sierra Portilla. En el primer caso se trataba de un ejemplar joven, seguramente en dispersión. Aunque el Santuario de Oro y sus alrededores cuentan con ambientes rocosos y otras especies de aves rupícolas aparecen en él, no parece un lugar adecuado para que una pareja pueda asentarse. En el segundo caso era un ejemplar adulto y este entorno sí reúne las condiciones adecuadas para el establecimiento de una pareja y la creación de un nuevo territorio, sin embargo, sólo fue avistado en enero y con posterioridad desapareció.

En números absolutos estas cifras serían bajas comparadas con las 95 parejas de la provincia de Jaén o las 94 de Zaragoza, sin embargo, en números relativos, teniendo en cuenta los km² y las parejas asentadas en ellos, las densidades poblacionales son realmente elevadas, del orden de 0,48 parejas/100km², 0,62 parejas/100km² si tenemos en cuenta también las “supuestas” parejas. Con estas cifras estaríamos en disposición de afirmar que supondrían una de las densidades mayores de toda la Península Ibérica. Para realizar una comparación habría que tener en cuenta que las densidades más altas se dan en la provincia de Jaén con 0,68 parejas/100 km², La Rioja y Teruel las dos con 0,64 parejas/100 km² y Guadalajara con 0,58 parejas/100 km² (Del Moral, 2008). Si tomamos en cuenta solamente los territorios certificados por nuestro trabajo, el área tomada para la investigación se situaría en el 13º lugar en cuanto a densidad de población de la especie. Sin embargo, si tomamos en cuenta también los “supuestos” dos territorios más, la posición sería la 4ª.

En lo referente al reparto territorial de las parejas, aquí existe una clara segregación puesto que hasta un 75% de la población se sitúa en el sector central del territorio, en esa banda bioclimática que podemos definir como de transición o submediterránea. Junto al resto de territorios que se situarían claramente dentro del área mediterránea, éstos son los que mejores condiciones ecológicas, fundamentalmente tróficas, registran, a tenor de nuestra investigación. En estos sectores se darían las densidades poblacionales más altas de presas clave para la especie como son la liebre ibérica (*Lepus granatensis*), el conejo (*Oryctolagus cuniculus*) o la perdiz roja (*Alectoris rufa*).

Otro requerimiento importante para explicar la segregación o el reparto territorial es la presencia de sierras y sistemas montañosos. No obstante, el águila real no sólo ocupa las sierras más elevadas o masivas, sino que en el área de estudio se la puede localizar en sierras más bajas y modestas como es el caso de Cantoblanco y Peña Grajera (1.006 y 832 m respectivamente). La condición que indefectiblemente debe cumplirse es la de contar con cortados y paredes rocosas de cierta entidad. Aunque prefieren taludes amplios y altos, lo cierto es que también pueden ocupar algunos más modestos, por lo menos en el ámbito de trabajo. En el caso de Hereña el nido fue situado en una pared rocosa pequeña y baja.

Además de estos requerimientos también es importante determinar que la especie busca, sin lugar a dudas, aquellos enclaves donde la presencia humana o los disturbios ocasionados potencialmente por ella son inexistentes. Esto se hace palpable, sobre todo, en épocas como el cortejo pero, sobre todo, la incubación y la cría. En la década de los 90 el 9,3% del abandono o fracaso de la pollada fue por motivos antrópicos (Illana *et al.*, 2016). Sin embargo, Illana y Paniagua (1998) afirman que detrás de esos fracasos, hasta en un 43,75% de las ocasiones se sitúan destrozos intencionados del nido, robo de huevos y/o pollos, excesivo acercamiento de

los investigadores o fotógrafos a los nidos, molestias generadas por el paso o actividades de montañeros y escaladores o aquellas generadas por actividades forestales. Todas estas actividades son, si cabe, más peligrosas en el momento en que los huevos eclosionan o los pollos se encuentran en sus etapas más incipientes.

Por otra parte, no parece que las carreteras o los trazados ferroviarios tengan un especial impacto en las parejas asentadas. Así parece a la vista del éxito reproductor de las parejas de Aprikano y Hereña. En este último caso el nido se sitúa a escasos 150 m de la AP-68 y el trazado ferroviario Madrid-Irún. En algunos casos los nidos tampoco están demasiado alejados de los núcleos urbanos, aunque éstos son pequeños y poco poblados. En este último caso se encontrarían las localizaciones de Karanka, Barrón y Hereña. Las actividades humanas rutinarias y repetitivas no parecen contar con un alto impacto, eso sí, a cierta distancia, mientras las actividades más puntuales (escalada, montañismo, limpieas y cortas forestales...) sí presentan un impacto fuerte y evidente.

Otra característica que ha cumplido la ubicación de los nidos, además de situarse en paredes rocosas más o menos extensas, ha sido la de situarse bajo coberturas forestales. Todos los nidos se han situado en sectores boscosos, aunque en las inmediaciones existen importantes extensiones de cultivos y zonas despejadas. En esta especie se da una clara segregación territorial o de usos del suelo puesto que tiende a ubicar sus nidos y posaderos o perchas favoritas en zonas boscosas mientras que sus territorios de campeo y caza son mayoritariamente abiertos, en forma de prados pero, sobre todo, tierras de cultivo. Especial relevancia muestran los campos de cultivo en régimen de secano puesto que a principios del verano son muy visitados por las tres especies clave antes citadas, y otras como la paloma bravía (*Columba livia*) y la paloma torcaz (*Columba palumbus*), absolutamente estratégicas para la alimentación del águila real.

En cuanto a la dinámica futura de la especie en esta área, hay que decir que la población del taxón va variando continuamente a lo largo del tiempo. En algún caso, si el territorio que ha quedado vacante reúne las condiciones adecuadas, al poco tiempo será ocupado por otros individuos u otra pareja. En otras ocasiones uno de los dos individuos de la pareja muere o desaparece y el otro se queda esperando a otro individuo del sexo contrario. De esta forma, hay territorios que se mantienen durante años, pero en los que los individuos van cambiando, de manera que existe un continuo flujo de restauración o renovación. En el caso de la provincia de Álava la tendencia ha sido progresivamente positiva. En 1990 se conocían 11 territorios con sus respectivas parejas (Illana *et al.*, 1991), 13 en 1993 (Illana, 1994), 19 en 2010 (Illana *et al.*, 2011) y 18 en 2016 (Illana *et al.*, 2016). De esta manera, aunque en los últimos 6 años se ha perdido un territorio, la población de Álava ha crecido entre 1990 y la actualidad un 63,6%, mostrando 7 territorios nuevos (8 en 2010), eso supone un crecimiento bastante considerable. La explicación a este incremento pasa por atestiguar el crecimiento de las poblaciones de algunas especies clave como el conejo o la liebre pero, sobre todo, por la concienciación ciudadana y el control administrativo. La caza, el veneno, las trampas y la destrucción de nidos o la sustracción de huevos o pollos se han reducido drásticamente. Según los datos de la Diputación Foral de Álava con respecto a los individuos de *A. chrysaetos* ingresados dentro del centro para la recuperación de fauna salvaje de Martioda, solamente dos individuos provenientes del ámbito de estudio han sido ingresados en los 10 últimos años. Uno de ellos provenía de Sobrón y había sido tiroteado, aunque fue curado y volvió a volar en libertad, y el segundo, de Sendadiano, ingresó cadáver al haberse electrocutado con un cable de alta tensión. En los dos casos los individuos eran adultos o reproductores, y ambos accidentes sucedieron el año 2010. Es posible que haya habido algún otro caso de muerte que,

sin embargo, no ha sido identificado o no ha sido notificado, pero lo cierto es que las mortalidades por causas traumáticas o antrópicas se han visto reducidas considerablemente (Illana *et al.*, 2016). Otro factor importante es el incremento en la protección de espacios y ecosistemas. En el área de estudio se han calificado como protegidos el Parque Natural de Gorbea, el Biotopo protegido del diapiro de Añana, la Zona de Especial Protección para las Aves de Arkamo-Gibijo, la Zona de Especial Conservación de las Sierras Meridionales de Álava, etc. Este incremento ha beneficiado a la especie procurándole hábitats con una recuperación vegetativa importante hacia bosques de gran riqueza y también evitando actividades antrópicas impactantes o que generaban disturbios hacia la especie. Por si eso fuera poco, la protección del taxón ha influido en su conservación y en que la población de esta zona se esté incrementando considerablemente.

A la vista de las necesidades de la especie, la cantidad de espacio o territorio que deben tener como propio, alejado lo suficientemente del de otras parejas, los recursos que el propio espacio puede garantizar, etc. se puede afirmar que aunque el crecimiento haya sido notable, no existen muchas más posibilidades de incrementar nuevos emplazamientos para nuevas parejas, en este sentido, es muy probable que la especie se estabilice y mantenga, en relación a sus contingentes poblacionales o se incremente ligeramente a la vista de que existían citas de nido, parejas o territorios existentes anteriormente pero que no han sido constatados. Al respecto, en la figura 4 se hace una estimación de las parejas existentes en la actualidad, los territorios, por tanto, ocupados hoy en día y las potenciales nuevas localizaciones, muy relacionadas con localizaciones históricas que no han sido constatadas por la presente investigación. Entre Tuyo y Subijana existía una pareja entre 2010 y 2016 (Illana *et al.*, 2016), en el Toloño también fue descrito un territorio y una pareja desde hace más de dos décadas (Illana, 1991 e Illana *et al.*, 2016) cuya pervivencia se ha podido constatar, por lo menos, hasta 2016. Por último, también se conocía un tercer territorio o pareja en las inmediaciones de Valderejo (Illana *et al.*, 2016), en este caso los nidos se situaban en la provincia de Burgos, pero la pareja prospectaba muy a menudo el territorio alavés. En cualquier caso, a través de nuestra investigación no se ha podido constatar que hoy en día estos territorios estén ocupados y, por tanto, se pueden considerar como entornos potenciales para la instalación de nuevos individuos o parejas.

También puede ser tomado como un emplazamiento potencial los roquedos de Sierra Salvada. Hay buena cobertura boscosa, existen buenas paredes rocosas y en las inmediaciones hay zonas abiertas y suficientes recursos tróficos, así como pocos disturbios antrópicos por lo que, aunque con nuestra investigación no se han encontrado parejas, aunque sí individuos aislados y citas históricas de la especie, este espacio parece adecuado para que nuevas parejas puedan asentarse sobre él. En el Valle de Cuartango ya existen dos parejas, una confirmada y la otra “supuesta”. En la Sierra de Arcena también podrían emplazarse nuevas parejas debido a lo extenso del territorio y las grandes paredes rocosas que presenta. No ocurriría lo mismo con la Sierra de Gorbea. Lo cierto es que existen numerosas citas de individuos aislados y más o menos en dispersión, pero el espacio no cuenta con roquedos de entidad, aunque sí con un gran nivel de protección, buena cobertura arbórea y, como no, recursos tróficos, no obstante, nunca ha sido citado como un espacio con pareja estable (Zuberogoitia y Torres, 1997). Por último, otro enclave potencial de gran interés podría ser la Sierra de Portilla. En primer lugar, cuenta con buenos roquedos, en segundo muestra una superficie forestal muy interesante y, en tercero, se encuentra colindante con una gran finca de caza que, regularmente, “siembra” el coto con especies de caza menor que son muy indicadas

para el águila real. Estos contingentes suelen huir, en parte, de manera que el recurso trófico, en este caso, estaría perfectamente garantizado.

En cuanto a uno de los aspectos más notables de su ecología, la dieta, hay que afirmar que esta especie es muy adaptable, de manera que puede apresar y preda sobre especies tan voluminosas como el corzo (*Capreolus capreolus*) pero, a su vez, llegar a apresar taxones tan pequeños como el mosquitero común (*Phylloscopus collybita*) (Bautista *et al.*, 1993). En el área de estudio se han podido determinar predaciones sobre especies ya citadas con anterioridad como recursos tróficos, sin embargo, más interesantes son los resultados del seguimiento a uno de los nidos concretos, el de Cantoblanco. Los apresamientos atestiguados fueron los siguientes: un arrendajo (*Garrulus glandarius*), una paloma torcaz (*Columba palumbus*), una paloma bravía (*Columba livia*), dos liebres (*Lepus* sp.) de las que una fue llevada al nido justo en el momento del rececho, un macho de azulón (*Anas platyrhynchos*), una chova piquirroja (*Pyrhocorax pyrrhocorax*) y un córvido que no se pudo identificar pero que seguramente era una corneja común (*Corvus corone*). Además de éstos se pudieron atestiguar también un intento de caza sobre un arrendajo (*G. glandarius*) y sobre una paloma torcaz (*Columba palumbus*) no resultando, en los dos casos, fructíferos.

6. CONCLUSIONES

El águila real, en el sector de estudio, aparece en aquellos sectores con gran cantidad de presas, poco impactados por el ser humano, con poca presión antrópica, con cortados y repisas rocosas y con un paisaje en el que alternan bosques bien conservados junto a espacios abiertos de campiña y pastos.

En el ámbito de investigación han sido constatados 6 núcleos con sendas parejas: Arriano, Karanka, Barron, Hereña y Salinas de Buradon, el sexto, se sitúa fuera de la zona de estudio dentro de Angulo en el nordeste de la provincia de Burgos. A través de estudios previos también se han determinado otros dos territorios con sus parejas en Subijana-Morillas y Aprikano.

Aparte de las parejas reproductoras, en la época favorable para la reproducción también han sido detectados otros dos individuos solitarios en territorios no ocupados hasta la fecha por ninguna pareja. Uno en las inmediaciones del Santuario de Oro y el otro en Ocio, en las cercanías de la Sierra Portilla. Estos podrían ser, en el futuro, nuevos territorios para que se asientan parejas reproductoras nuevas.

Las densidades poblacionales son realmente elevadas, del orden de 0,48 parejas/100 km², 0,62 parejas/100 km² si tenemos en cuenta también las “supuestas” parejas. Si sólo se toman en cuenta los territorios detectados, el sector investigado se situaría en el 13º lugar en cuanto a densidad de población de la especie en la Península Ibérica. Si tomamos en cuenta también los “supuestos” dos territorios más, la posición sería la 4ª.

Hasta un 75% de la población se sitúa en el sector central del territorio, en esa banda bioclimática definida como de transición o submediterránea. El resto se sitúa en territorios más meridionales y claramente mediterráneos. Por ello se puede colegir que la zona más septentrional o atlántica no presenta buenas condiciones para el asentamiento de la especie.

No parece que las grandes infraestructuras (AP-68, A-1 o trazado ferroviario Madrid-Irún) supongan ningún obstáculo para la ubicación de las parejas de águila real. Tampoco los pequeños núcleos de población con actividades humanas relativamente rutinarias parecen tener una influencia negativa. Sí muestran impactos importantes actividades puntuales como la caza, las labores forestales, la escalada o el montañismo. Se colige, por tanto, que las

actividades antrópicas sostenidas en el tiempo o rutinarias y sin grandes impactos sonoros no son obstáculo para la implantación de la especie.

Aunque en los últimos 6 años se ha perdido un territorio, la población de Álava ha crecido entre 1990 y la actualidad en un 63,6%, mostrando 7 territorios nuevos (8 en 2010), eso supone un crecimiento bastante considerable. El crecimiento se debe a cuestiones como un mayor grado de protección tanto del taxón como de los hábitats que ocupa, mayor concienciación de la sociedad, el crecimiento de algunas de las poblaciones de especies sobre las que preda y el mayor control administrativo sobre su caza, la utilización de venenos o la expoliación de nidos y pollos.

Aunque el crecimiento haya sido notable en la provincia de Álava, no existen muchas más posibilidades de incrementar nuevos emplazamientos para nuevas parejas en el área de estudio. Es muy probable que la especie se estabilice y se mantenga o se incrementen ligeramente sus contingentes poblacionales a la vista de que existían citas de nidos, parejas o territorios anteriormente, pero que no han sido constatados por nuestra investigación.

Teniendo en cuenta los territorios potenciales que reúnen las características adecuadas y los nidos históricos no detectados en esta investigación, las estimaciones de nuevos territorios y parejas se podrían aproximar a 6. Entre Tuyo y Subijana, en el Monte Toloño, en Valderejo, Monte Gorobel, Valle de Cuartango (3ª pareja), Sierra de Arcena y la Sierra de Portilla.

REFERENCIAS

- Arroyo, B. (2003). Águila real *Aquila chrysaetos*. En: Martí, R.; Del Moral, J.C. (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza y SEO/BirdLife: 188-189.
- Arroyo, B. (2004). Águila real *Aquila chrysaetos*. En; Madroño, A.; González, C.; Atienza J.C. (Eds.). *Libro rojo de las aves de España*. Madrid: Dirección General para la Biodiversidad y SEO/BirdLife: 151-153.
- Bautista, J.; Moleón, M.; Gil, J.M. (2016). Dieta del Águila Real en el sur de España. *Quercus*, 364: 16-23.
- Del Moral, J.C. (2009): *El águila real en España, Población reproductora en 2008 y método de censo*. Madrid: SEOBirdLife.
- Eustat. (2016). *Datos estadísticos por municipios*. Vitoria-Gasteiz: Instituto Vasco de Estadística. http://www.eustat.eus/municipal/datos_estadisticos/info_territorial_c.asp
- Ibor, S. (2014). *El Águila real en Europa*. <http://birding140.es/el-aguila-real-eneuropa/>
- Illana A. (1993). *El águila real Aquila chrysaetos en Álava. Tasas reproductoras. Informe 1993*. Vitoria-Gasteiz: Departamento de Agricultura de la Diputación Foral de Álava y Gaden.
- Illana A. (1994). *El águila real Aquila chrysaetos. Tasas reproductoras y situación individualizada de las parejas reproductoras nidificantes en Álava*. Informe 1994. Vitoria-Gasteiz: Departamento de Agricultura de la Diputación Foral de Álava y Gaden.
- Illana, A.; Paniagua, D. (1998). *El águila real (Aquila chrysaetos). Análisis de la situación actual y Plan Manejo y Gestión de las poblaciones*. Vitoria-Gasteiz: Diputación Foral de Álava. Inédito.
- Illana A.; Paniagua D.; Martínez de Lecea; F.; Echegaray J. (2011). *El águila real (Aquila chrysaetos) en el País Vasco: Censo, reproducción y caracterización de sus zonas de nidificación 2010*. Vitoria-Gasteiz: Gobierno Vasco, Dpto. de Biodiversidad y Participación Ambiental (inédito).
- Illana A.; Paniagua D.; Martínez de Lecea, F. (2016). *El águila real en el País Vasco: Censo, reproducción y caracterización de sus zonas de nidificación 2016*. Vitoria-Gasteiz: Departamento de Agricultura, Diputación Foral de Álava y Gaden.
- Zuberogoitia, I.; Torres, J.J. (1997). *Aves rapaces de Bizkaia*. Bilbao: Bilbao Vizcaya Kutxa.

CAMBIOS RECIENTES EN LA FLORA DEL SECTOR CENTRAL DE LA CORDILLERA LITORAL CATALANA (BARCELONA)

Josep M. Panareda

Institut d'Estudis Catalans. jmpanareda@gmail.com

RESUMEN

A lo largo de la década de 1940 Pere Montserrat efectuó un estudio minucioso de la flora de la Cordillera Litoral Catalana comprendida entre los ríos Besós y Tordera. Los resultados fueron publicados entre los años 1955 y 1964 en la revista *Collectanea Botanica*. Han transcurrido más de 70 años desde las prospecciones de Montserrat, período durante el cual dicho territorio, incluido en su totalidad en el Área Metropolitana de Barcelona, ha experimentado transformaciones intensas en el paisaje: abandono generalizado de las actividades tradicionales, procesos de regeneración vegetal, extensión y densificación de la masa forestal, expansión de los núcleos de población y establecimiento de nuevas urbanizaciones en áreas de bosque.

Un análisis comparativo de la flora descrita por Montserrat y la flora actual observada mediante trabajo de campo ha permitido conocer los cambios en la composición, distribución y abundancia de las especies vegetales. Las conclusiones más significativas son el aumento considerable y generalizado de las especies forestales, la diversidad y abundancia de las plantas de matorrales y pastizales con notable disminución en las últimas décadas, la fuerte disminución de especies arvenses, el aumento muy significativo de especies exóticas en especial en ambientes ruderales y arvenses, la recuperación de las plantas de ribera las cuales conviven con numerosas plantas exóticas y la drástica reducción de las plantas características del litoral.

Palabras clave: biodiversidad, cambio de uso del suelo, Pere Montserrat, planta exótica, regeneración forestal.

ABSTRACT

Over the course of the 1940s, Pere Montserrat conducted a meticulous study of the flora of the Catalan Coastal Range between the Besòs and Tordera rivers. The results were published between 1955 and 1964 in the journal *Collectanea Botanica*. More than 70 years have now gone by since Pere Montserrat's prospections and during this time the territory in question, which is located entirely within the Barcelona Metropolitan Area, has undergone far-reaching changes in its landscape: a widespread abandonment of traditional activities, plant regeneration processes, extension and densification of the forests as a whole, expansion of the population nuclei, and establishment of new urban developments in forest areas.

A comparative analysis of the flora described by Montserrat and today's flora as observed by fieldwork has revealed the changes in the composition, distribution and abundance of the various plant species. Our most significant conclusions are the existence of a substantial overall increase of the forest species; the diversity and abundance of shrubland and pastureland plants, albeit with a notable decrease in recent decades; a major decline in weed species; a highly significant increase of exotic species, especially in ruderal and weedy environments; the recovery of riparian plants, which coexist with numerous exotic plant species; and a drastic reduction of characteristic coastal plants.

Keywords: biodiversity, land use change, Pere Montserrat, exotic plant, forest regeneration.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Panareda, J.M. (2020). Cambios recientes en la flora del sector central de la Cordillera Litoral Catalana (Barcelona). Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 393-402.

1. INTRODUCCIÓN

Los estudios recientes acerca de los cambios en la biodiversidad se han centrado de manera preferente en las consecuencias del cambio climático. Es cierto que el cambio climático constituye un factor clave en la dinámica actual de los sistemas naturales, y lo será en el futuro inmediato, muy probablemente con mayor intensidad. Sin embargo, es preciso considerar otro factor también clave para comprender los procesos y mecanismos de cambio en los sistemas naturales en la actualidad. Se trata de las consecuencias de los cambios de uso y de cobertura. Sin embargo, no es fácil discriminar el alcance de cada uno de estos factores y su interrelación.

El objetivo de la presente comunicación es identificar la importancia del cambio de usos en las variaciones en la composición florística y su interrelación con otros factores como, además del cambio climático ya indicado, la introducción de especies exóticas, las medidas de protección, la erosión y desecación de los suelos, la contaminación y las plagas, entre otros.

El análisis se centra en el sector central de la Cordillera Litoral Catalana (Barcelona), entre los ríos Besós y Tordera (Figura 1). La alineación montañosa, de NE a SW, separa dos ambientes diferenciados por el clima. Las vertientes orientales, coincidentes con la comarca del Maresme, están abiertas al mar y gozan de un clima templado atenuado por la influencia marina, lo que ha favorecido la agricultura, con predominio de hortalizas en la franja inferior con posibilidad de regadío y de viña en las vertientes. En cambio, las vertientes occidentales, pertenecientes a la comarca del Vallès, soportan un clima con ligera tendencia continental, con temperaturas notablemente más bajas, lo que determina un período vegetativo más corto y una menor productividad agrícola. La cota máxima se sitúa en los 760 m de altitud en el Montnegre.

Figura 1. Localización del sector Central de la Cordillera Litoral Catalana



Se ha seleccionado este espacio por coincidir dos circunstancias que permiten efectuar un análisis comparativo. Por una parte, se trata de un territorio con características básicamente rurales durante la primera mitad del siglo XX y que posteriormente ha evolucionado hacia una sociedad urbana. Por otra, se dispone de datos históricos de la flora vascular anteriores a los grandes cambios socioeconómicos y en consecuencia también ambientales de la década de 1950 y posteriores.

El botánico Pere Montserrat efectuó a lo largo de la década de 1940 una prospección minuciosa de la flora de la Cordillera Litoral Catalana comprendida entre los ríos Besós y

Tordera. Los resultados obtenidos constituyeron su tesis doctoral, que fue publicada fragmentada en la revista *Collectanea Botanica* y posteriormente editada unificada en facsímil en 1968 (Montserrat, 1955-1964). Montserrat no solamente efectuó numerosas prospecciones de campo, sino que también revisó y citó en su publicación los trabajos florísticos anteriores, entre los cuales destacan los de Santiago Llensa y Antoni y Oriol de Bolòs, además de Estanislau Vayreda, Frederic Trèmols, Ramon Masferrer, Joaquim Salarich, Jacint Barrera, Joan Cadevall, Pius Font Quer, Miquel Cuní y Frère Sennen.

Santiago Llensa de Gelcen fue un ingeniero agrónomo que se aficionó a la botánica por influencia de Sennen, pero tuvo que dedicarse a la industria para subsistir. A pesar de ello, estudió intensamente la flora de los alrededores de Hostalric, su pueblo natal, situado en el extremo noroccidental del área de estudio (Bolòs, 1976; Llensa, 1945). Este trabajo tiene una gran importancia tanto por tratarse de una flora completa, como por la información complementaria acerca del ambiente, estado y usos de las plantas identificadas. Escribió también un estudio monográfico sobre las choperas de la cuenca inferior del río Tordera.

Antoni de Bolòs y Oriol de Bolòs publicaron una extensa monografía acerca de la vegetación y flora de las comarcas barcelonesas (Bolòs y Bolòs, 1950). Contiene una primera aproximación fitosociológica y una minuciosa flora con información exhaustiva de las referencias anteriores. El área de estudio incluye el extremo sur del sector central de la Cordillera Litoral. Los datos florísticos referentes a la zona coincidente con el estudio de Montserrat son recogidos en la publicación de éste, aunque no hemos podido comprobar si ya se incluyeron en el original de la tesis doctoral. La publicación del libro de los Bolòs y la defensa de la tesis doctoral tuvieron lugar en el mismo año, en 1950. Posteriormente Oriol de Bolòs sistematizó la fitosociología, primero la del extremo septentrional (Bolòs, 1959) y posteriormente el extremo meridional (Bolòs, 1962).

Pere Montserrat Recoder nació en el año 1918 en Mataró, capital de la comarca del Maresme. Exploró muchos rincones de su entorno, leyó todo lo que se había escrito de su flora y elaboró un documento único de flora a escala comarcal. Han transcurrido más de 70 años desde las prospecciones de Montserrat, período durante el cual dicho territorio, incluido en su totalidad en el Área Metropolitana de Barcelona, ha experimentado transformaciones intensas en el paisaje: abandono generalizado de las actividades tradicionales, procesos de regeneración vegetal, extensión y densificación de la masa forestal, expansión de los núcleos de población y establecimiento de nuevas urbanizaciones en áreas de bosque.

Un análisis comparativo de la flora descrita por Montserrat y la flora actual observada mediante trabajo de campo han permitido conocer los cambios en la composición, distribución y abundancia de las especies vegetales.

En la presente comunicación sólo es posible ofrecer los rasgos más significativos de los cambios sociales y ambientales a lo largo de las últimas décadas y las ideas clave resultantes del estudio comparativo de la flora descrita por Montserrat respecto a la actual. Se han excluido las referencias a estudios generales acerca de los cambios florísticos relacionados con las transformaciones socioeconómicas, que serán expuestas en un artículo más extenso.

2. METODOLOGÍA

La metodología se compone de tres partes principales, la obtención de datos bibliográficos y de campo, su ordenación y tratamiento y la elaboración y divulgación de los resultados.

La revisión bibliográfica previa de obras de temática parecida nos ha permitido situar el presente trabajo en el marco general de los estudios acerca de los procesos de regeneración

después del abandono de las actividades tradicionales. Las conclusiones sobre esta visión no se incluyen en esta breve comunicación. Solo se apunta que la mayoría de los estudios consultados centran su atención en las consecuencias del cambio climático. Algunos trabajos tratan los cambios en la biodiversidad y en cómo es preciso intervenir para mantenerla o mejorarla (Weissteiner *et al.*, 2011). En el territorio considerado la problemática principal es la extensión del espacio urbanizado y los usos de las áreas forestales por parte de los ciudadanos, como lugar de ocio y de aprendizaje de la naturaleza. El entorno forestal es percibido más como marco verde del extenso espacio urbano que como un conjunto de interés natural, aunque oficialmente se manifieste lo contrario (Panareda *et al.*, 2018; Parcerisas, 2012; Paül, 2006 y 2010; Paül y Haslam, 2013).

Se ha analizado la obra de Montserrat con consultas puntuales a los autores anteriores, en especial a Bolòs y Llensa, y a trabajos florísticos posteriores (Guardiola *et al.*, 2007). Los datos bibliográficos de la presencia, distribución y abundancia de cada taxón se han introducido en una base de datos *Access*, junto con la información obtenida en el trabajo de campo acerca de la situación florística actual, lo que ha permitido un análisis e interpretación de los cambios.

El trabajo de campo se ha llevado a cabo personalmente a lo largo de los últimos años. Se han registrado la presencia y el grado de abundancia de los taxones observados en base al cuadrado de 1 km de lado de la retícula UTM. El área de estudio afecta a 700 cuadrados. Se han establecido tres grados de abundancia para cada taxón: localizado, frecuente y abundante (Panareda, 2000). Hasta el momento presente se han registrado 82.781 referencias, lo que representa un tercio de las citas posibles, cálculo efectuado a partir de estudios anteriores con prospecciones que pueden considerarse casi exhaustivas (García-Abad y Panareda, 2012; Panareda y Nuet, 1993-1994). Los sectores mejor explorados corresponden a áreas en las cuales hemos efectuado estudios sectoriales. Se considera que los datos disponibles son suficientes para llevar a cabo un estudio comparativo y elaborar una síntesis de los cambios florísticos de la zona. Se ha constatado que estos cambios son de gran magnitud.

Durante el trabajo de campo también se han efectuado inventarios fitosociológicos que han permitido conocer la estructura, dinámica y evolución de la vegetación, que será objeto de futuras publicaciones. Los datos florísticos de los inventarios también han sido incorporados en la base de datos. Es preciso constatar la escasez de información fitosociológica histórica en casi toda el área estudiada, a excepción de los trabajos de Oriol de Bolòs y Guy Lapraz. Oriol de Bolòs estudió la vegetación de los extremos septentrional y meridional y puntualmente algún otro sector, como el entorno de la Roca (Bolòs y Bolòs, 1950; Bolòs, 1959 y 1962; Bolòs *et al.* 1993). Guy Lapraz exploró la vegetación de un territorio que excede ligeramente el Área Metropolitana de Barcelona. En su publicación incluye 653 inventarios, de los cuales 104 se levantaron en la zona del presente estudio (Lapraz, 1962-1976). Por otra parte, Lapraz publicó un mapa fitosociológico del Montnegre, junto a un valioso resumen de los bosques que él denomina climáticos (Lapraz, 1971).

Así mismo se ha obtenido información acerca del paisaje en general y del paisaje vegetal en particular, lo que permitirá en un futuro la elaboración de perfiles y esquemas de dinámica de la vegetación.

3. CAMBIOS SOCIOECONÓMICOS Y TRANSFORMACIONES AMBIENTALES

La situación socioeconómica y los paisajes del sector central de la Cordillera Litoral Catalana durante las décadas de 1940 y 1950 han sido estudiados y expuestos por Salvador Llobet, primero en un trabajo acerca de la agricultura del Maresme (Llobet, 1955) y

posteriormente en un análisis preciso sobre la situación socioeconómica del Maresme en la *Geografía de Catalunya* dirigida por Solé Sabarís (1958-1968, III: 405-448). El mismo Llobet ofrece un amplio resumen del Vallès en la misma obra (Solé Sabarís, 1958-1968, III: 363-404).

A mediados del siglo XX el paisaje del área de estudio se caracterizaba por el predominio agrícola en casi todo el territorio, forestal en la mitad septentrional e industrial en las principales poblaciones junto a la costa, en especial Mataró.

Los bosques estaban localizados en las vertientes superiores, en especial en las orientadas al norte, mayoritariamente en la comarca del Vallès. Lapraz ofrece una excelente visión de la vegetación en la década de 1960, que se resume en las frases siguientes: los bosques climácicos han sido destruidos en gran parte, los alcornocales debieron en otro tiempo cubrir la mayor parte de las vertientes más cálidas del macizo, los encinares con robles solo están bien representados en ciertas umbrías y fondos de valle, el encinar montano sustituye al anterior a partir de los 400-500 metros de altitud, los robledales de roble albar colonizan las umbrías de las crestas más elevadas, los castañares son artificiales sustituyendo a los robledales de roble albar, los bosques de ribera están bien representados en los niveles aluviales inferiores de la Tordera y a lo largo de los torrentes de la umbría, las asociaciones de degradación son matorrales y pastizales claramente diferentes en la umbría y la solana y con frecuencia colonizados por pinos y los cultivos están localizados sobre todo sobre las arenas graníticas de solana y en las terrazas aluviales de la Tordera. Acerca de la flora remarca la importancia de la proximidad del macizo del Montseny, ya que junto a las numerosas especies mediterráneas se localizan otras muchas de carácter mesófilo no mediterráneas, las cuales pueden descender hasta puntos próximos al mar (Lapraz, 1971: 19-20).

4. CAMBIOS MÁS DESTACADOS DE LA FLORA

4.1. Especies arvenses

Las plantas arvenses eran abundantes y dominantes en buena parte del territorio a mediados del siglo XX, a causa del predominio de los usos agrícolas. En el sector del Maresme existía una distinción entre las zonas bajas regadas y las vertientes con viñedo dominante junto a plantaciones de algarrobos, olivos, higueras y almendros. En el primer caso las plantas espontáneas estaban adaptadas a una mayor humedad y fertilidad del suelo y al laboreo intensivo y frecuente, ya que el clima y el regadío permiten tres o más cosechas, es decir, tres o más ciclos vegetativos para las plantas espontáneas, uno por cada vez que se removía la tierra. El resultado es el predominio de las plantas anuales y de crecimiento rápido. Además, se cavaba la tierra y se desherbaba para favorecer las plantas cultivadas. Las arvenses espontáneas eran consideradas malas hierbas.

Distinta era la vegetación en las tierras de secano, en especial donde su cultivaban leñosas. Por una parte, las espontáneas estaban adaptadas, a parte del laboreo correspondiente, a unas condiciones de sequía estival periódica, por lo que muchas germinaban con las lluvias otoñales, tenían el desarrollo vegetativo máximo en primavera y agostaban en verano en forma de semilla (plantas anuales). Otras, refugiadas en lugares no afectados por el laboreo, como junto a los pies de las cepas o frutales, eran vivaces con tallos y yemas enterradas u ocultas por hierbas secas y con desarrollo vegetativo aéreo durante la estación favorable.

Los cambios en la vegetación arvense han sido drásticos a causa de la gran disminución de la superficie agrícola. El regadío ha quedado reducido al delta de la Tordera y a pequeñas parcelas junto a torrentes. Además, el uso sistemático de herbicidas y pesticidas han eliminado

prácticamente las plantas espontáneas, quedando refugiadas en los márgenes. La situación extrema se encuentra en los invernaderos, dentro de los cuales apenas pueden desarrollarse. Por otra parte, la mayoría de las escasas plantas arvenses actuales son hierbas exóticas llegadas junto con las semillas o plántulas, o las semillas han sido arrastradas por el viento y el agua.

Mayores son las transformaciones en los cultivos de secano, principalmente por su desaparición en la mayor parte del territorio. Son muy escasas las parcelas de secano en donde puede observarse la flora arvense, y éstas suelen ser pastoreadas por los pocos rebaños existentes. Igualmente se constata un aumento de especies exóticas en los campos de secano.

4.2. Especies ruderales

Las plantas ruderales son relativamente abundantes en la actualidad. Ocupan los márgenes de campos y caminos, las parcelas no construidas de las poblaciones y urbanizaciones y los baldíos que se encuentran en las primeras fases de la sucesión. Predominan en las vaguadas no forestadas junto a las poblaciones y en la franja próxima al mar.

Si se compara respecto a mediados siglo XX se constatan cambios en la distribución espacial, en la abundancia y en la composición. Por una parte, han desaparecido en muchos lugares por el abandono de las actividades. En su lugar se han establecido matorrales y bosques. Por otra, la disminución o la desaparición del pastoreo han propiciado el desarrollo y la extensión de las plantas ruderales donde el proceso de regeneración se encuentra en fases incipientes, en especial junto a los núcleos de población. Ello ha favorecido ciertas especies, como las que tienen semillas con mayor capacidad de diseminación o son vivaces. En fases más avanzadas de la sucesión vegetal el número de plantas ruderales disminuye progresivamente hasta convertirse en raras y desaparecen en su mayoría.

Los ambientes abiertos y con nutrientes favorecen la entrada y expansión de especies exóticas oportunistas, cada vez más numerosas. Existen poblaciones ruderales en las cuales la mayoría de las especies son exóticas, como es el caso de lugares con escombros, hondonadas con suelos ricos en compuestos nitrogenados o en los rincones de las playas. Algunas de estas especies exóticas se comportan como invasoras, aunque su presencia disminuye hasta desaparecer en muchos casos si se desarrolla una sucesión vegetal espontánea. Si la presencia humana se mantiene la comunidad ruderal permanece con cambios en la composición florística a lo largo del año.

El ambiente ruderal es el más rico en plantas exóticas. Por el número de taxones destacan, de mayor a menor abundancia, las familias de las compuestas, gramíneas, leguminosas, crucíferas, amarantáceas, solanáceas, umbelíferas y quenopodiáceas. Muchas de las exóticas no son citadas por Montserrat, como es el caso de *Senecio inaequidens*, *Pennisetum villosum* y *Crepis bursifolia*.

4.3. Especies de pastizales

Con el abandono agrícola y la disminución del pastoreo la superficie con pastos aumentó considerablemente a lo largo de la segunda mitad del siglo XX. En los años posteriores al abandono el número de especies de estas comunidades y su abundancia aumentaron notablemente. Pero los pastizales evolucionan con rapidez hacia formaciones arbustivas y arbóreas de manera que en pocos años se invierte la tendencia. Ya en los últimos años del siglo XX se ha observado una disminución en clara relación con el establecimiento espontáneo de plantas de los matorrales y bosques. En las dos primeras décadas del siglo XXI se constata que la reducción de plantas propias de los pastizales ha disminuido drásticamente.

Estos cambios han sido interpretados como negativos por algunos colectivos, tanto en la población en general, como por parte de científicos y gestores territoriales. Las razones se relacionan con la percepción del paisaje y la pérdida de biodiversidad. Es cierto que se registra una disminución o desaparición de especies singulares y llamativas, ya que es en los pastizales donde se localizan un mayor número de plantas con floración espectacular y también de las que se consideran con propiedades medicinales. Se constata una pérdida cuantitativa y cualitativa de la biodiversidad, lo que ha generado preocupación en medios científicos, técnicos y políticos. Existen propuestas y acciones, por ejemplo, para la protección de los pastizales de *Hyparrhenia hirta*, que hace pocas décadas eran relativamente abundantes, en especial en las vertientes más termófilas del Maresme. Quienes defienden y aprueban estas intervenciones olvidan que antes del abandono estas comunidades eran más escasas que en la actualidad. El error reside en considerar la expansión máxima de este pastizal, acaecida pocos años después del abandono agrícola, como referencia de su distribución natural o espontánea y no tener presente la dinámica global de la sucesión y de las transformaciones que provocó en su momento las roturaciones para establecer el cultivo.

4.4. Especies de matorral y bosque

Lo señalado en el apartado anterior es válido para las especies de los matorrales, aunque espontáneamente suele sucederse un número mayor de facies con la presencia de especies distintas y con grados de abundancia diferenciada. En las primeras fases arbustivas es frecuente también la presencia de plantas llamativas, cuya disminución o desaparición local espontánea asimismo han dado lugar a controversias.

La tendencia general es que las comunidades arbustivas evolucionen hacia bosque, pero no raramente la sucesión no alcanza la fase forestal, principalmente a causa de la escasez de suelo. En este caso se establece una maquia densa y con ramaje tortuoso e intrincado.

En las primeras fases forestales suele formarse un estrato arbóreo denso que entorpece la entrada de luz en el sotobosque, lo que dificulta la entrada y el desarrollo de plantas. El resultado es la presencia de un número muy reducido de plantas en los bosques jóvenes, en especial en los encinares. En los bosques mixtos o solo con caducifolios la exclusión no es tan drástica.

El establecimiento de maquias y bosques comporta la reducción o desaparición de plantas heliófilas y la entrada de las esciófilas o forestales. El descenso en número de especies es muy elevado, por lo que también comporta algunas controversias en torno a los cambios en la biodiversidad. Por ello y para compensar la extensión y densificación del bosque, se plantea crear espacios abiertos e intervenir en las masas forestales compactas.

4.5. Especies de ribera y zonas húmedas

Los hábitats de ribera y de zonas húmedas han sufrido a lo largo del siglo XX una gran degradación derivada de los procesos de desecación, extracción de agua y contaminación. Sólo algunos fondos de valles secundarios se libraron del deterioro y de la pérdida en biodiversidad.

La tendencia se ha invertido recientemente en muchos sectores. Por una parte, el abandono de las actividades tradicionales ha propiciado la regeneración de riberas, y, por otra, los vertidos procedentes de las depuradoras han permitido recuperar la circulación superficial permanente de las rieras, que durante décadas han registrado largos estiajes incluso más allá de los meses de verano. Los torrentes secundarios menos degradados han actuado como reserva biológica que ha permitido la regeneración rápida de los cursos principales más deteriorados (Panareda, 2008).

Distinta ha sido la suerte de las pequeñas lagunas y zonas pantanosas naturales y de los puntos de agua artificiales (acequias, albercas, fuentes). Hasta mediado siglo XX conservaban globalmente una biodiversidad específica elevada pero el abandono, la desecación y la contaminación han desencadenado procesos de degradación que han ocasionado la desaparición parcial o total de las especies características. La explotación de acuíferos ha comportado el descenso del nivel de las aguas e indirectamente la pérdida de fuentes y la desecación de lagunas y zonas pantanosas.

4.6. Especies del litoral

Algo parecido ha sucedido con las plantas del litoral. Eran numerosas las características hasta mediado siglo XX, y sufrieron un gran descenso en la segunda mitad de este siglo. Pero en ese caso la recuperación no ha sido posible a causa de la ocupación casi total del litoral: puertos deportivos, paseos marítimos, vías férreas, carreteras, escolleras y diques de protección. A parte hay que considerar la eliminación periódica de todo tipo de hierbas. Se han efectuado plantaciones puntuales con especies propias de las playas y dunas, pero su funcionamiento se asemeja más a un jardín vallado.

Salsola kali y *Cakile maritima*, de afinidad nitrohalófila, son las únicas que se regeneran espontáneamente. El resto son plantas de carácter ruderal y nitrófilo, mayoritariamente exóticas.

Las escasas especies de los acantilados mantienen una presencia y distribución próxima a la natural en algunos sectores de la costa. *Crithmum maritimum*, que es la más representativa, se ha adaptado bien en algunas escolleras y taludes artificiales. La presencia de exóticas también es notable, como *Einadia nutans*, originaria de Australia.

5. CONCLUSIONES

Desde la década de 1940 durante la cual Pere Montserrat, Antoni de Bolòs y Oriol de Bolòs efectuaron prospecciones sistemáticas en sector central de la Cordillera Litoral Catalana la biodiversidad vegetal ha cambiado drásticamente a causa de los cambios de usos y de la cobertura de la vegetación. La influencia del cambio climático ha jugado un papel secundario hasta el momento presente, aunque muy probablemente lo tendrá en un futuro no lejano al condicionar los procesos de regeneración vegetal.

Las especies arvenses han disminuido mucho debido tanto a la importante reducción del espacio cultivado, como al uso de productos químicos y mecánicos que impiden su germinación y crecimiento. En cambio, ha aumentado el número y la extensión de las plantas ruderales, a causa del aumento de la superficie urbanizada, red de caminos y eriales frecuentados. En ambos ambientes proliferan las exóticas. Se prevé que esta tendencia se mantenga en los próximos años.

Los pastizales y matorrales se han extendido a lo largo de las primeras décadas del siglo XX debido al abandono de los cultivos. Pero han disminuido a partir de finales del siglo XX a causa de la rápida evolución hacia formaciones forestales, lo que ha dado lugar a cambios notables en la biodiversidad, a menudo sobrevalorada desde el punto de vista ecológico y paisajístico.

No todas las sucesiones a partir del abandono agrícola terminan en bosque. Algunas no pasan de las fases arbustivas, dando lugar a maquias permanentes, que constituyen uno de los paisajes vegetales más interesantes de la zona desde el punto de vista de la biodiversidad.

Los bosques constituyen en la actualidad el paisaje vegetal dominante en los espacios no urbanizados y agrícolas. Su biodiversidad es cuantitativamente muy baja en las fases iniciales,

actualmente dominantes. Se prevé un ligero aumento de especies presentes en bosques de mayor madurez en el futuro.

Las riberas han recuperado biodiversidad en las cinco últimas décadas después del gran descenso acaecido a lo largo del siglo XX. Se prevé todavía una mejora en el futuro inmediato. En cambio, la pérdida en biodiversidad se mantendrá en las lagunas y marismas, de las cuales solo perduran testimonios residuales. El abandono de fuentes, acequias y albercas ha ocasionado una pérdida de biodiversidad de momento irreparable.

En general, se observa una disminución cuantitativa en la biodiversidad a lo largo de los últimos 70 años, cifra mitigada por la entrada de un número notable de especies exóticas.

Por último, se ha constatado que los responsables de la gestión territorial (ayuntamientos, diputaciones y órganos gestores de espacios protegidos) son conscientes de los cambios en la biodiversidad. Sin embargo, no suelen poseer una comprensión global de la historia del paisaje vegetal tanto desde una perspectiva paleobiogeográfica y de los cambios de usos en los últimos siglos como de los procesos en la sucesión natural de la vegetación a partir del cambio de los sistemas de aprovechamientos, en especial en la estimación de las fases finales de madurez, raramente existentes en la actualidad.

REFERENCIAS

- Bolòs, O. de (1959). *El paisatge vegetal de dues comarques naturals: la Selva i la plana de Vic*. Barcelona: Arxiu de la Secció de Ciències, I.E.C., XXVI.
- Bolòs, O. de (1962). *El paisatge vegetal barcelonès*. Barcelona: Universitat de Barcelona.
- Bolòs, O. de (1976). Antonio Llensa i de Gelcén (1911-1974). *Collectanea Botanica*, 10: 368-372.
- Bolòs, A. de; Bolòs, O. de (1950). *Vegetación de las comarcas barcelonesas*. Barcelona: Instituto Español de Estudios Mediterráneos.
- Bolòs, O. De; Montserrat, J.M.; Romo, À.M. (1993). El bosc mesòfil a les Muntanyes Catalanídiques septentrionals. *Collectanea Botanica*, 22: 55-71.
- García-Abad, J.J.; Panareda, J.M. (2012). Fitodiversidad geográfica de Miralrío comparada con la flora de la Alcarria occidental de Guadalajara. Análisis taxonómico y de riqueza. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 59: 245-274.
- Guardiola, M.; Jover, M.; Gutiérrez, C. (2007). Compendi d'addicions a la "Flora de la cordillera litoral catalana (porción comprendida entre los ríos Besós y Tordera)" de Pere Montserrat. *Arzavara*, 15: 147-164.
- Lapraz, G. (1962-1976). Recherches phytosociologiques en Catalogne. *Collectanea Botanica*, 6: 49-171, 545-607; 8: 5-61; vol. 9: 77-181; 10: 205-279.
- Lapraz, G. (1971). Carte Phytosociologique du massif du Montnegre. *Acta Geobotanica Barcinonensia*, 6: 1-20. + Mapa 1:25.000
- Llensa de Gelcén, S. (1945). Inventario razonado de la flora de Hostalrich y su comarca. *Anales de la Escuela de Peritos Agrícolas y Superior de Agricultura y de los Servicios Técnicos de Agricultura*, 5: 121-290.
- Llobet, S. (1955). De geografía agraria de la comarca del Maresme (Barcelona). *Estudios Geográficos*, 58, 23-71; 59, 215-297.
- Montserrat, P. (1955-1964). Flora de la Cordillera Litoral Catalana (porción comprendida entre los ríos Besós y Tordera). *Collectanea Botanica*, 4(3): 351-398; 5(1): 1-86; 5(2): 297-351; 5(3): 613-657; 6(1-2):1-48; 6(3): 387-453. [Edición en un solo volumen (1968). Mataró: Caja de Ahorros de Mataró].
- Panareda, J.M. (2000). Cartografía y representación fitogeográfica. En: Meaza, G. (Ed.). *Metodología y práctica de la Biogeografía*. Barcelona: El Serbal, Colección La Estrella Polar, 22: 273-316.
- Panareda, J.M. (2008): *L'evolució del paisatge mediterrani de ribera*. Barcelona: Institut d'Estudis Catalans.



- Panareda, J.M.; Boccio, M. (2018). Land Use Change and Conflicts in the Tordera Delta a Peri-Urban Area on the Edge of Metropolitan Barcelona. En: Paül, V.; Lois, R.C.; Trillo, J.M.; Haslam McKenzie, F. (Eds.). *Infinite Rural Systems in a Finite Planet: Bridging Gaps towards Sustainability*. Santiago de Compostela: Universidade de Santiago de Compostela, 511-620.
- Panareda, J.M.; Nuet, J. (1993-94). Tipología y cartografía corológicas de Montserrat (Cordillera Prelitoral Catalana). *Revista de Geografía*, 27-28: 33-58.
- Parcerisas, Ll.; Marull, J.; Pino, J.; Tello, E.; Coll, F.; Basnou, C. (2012). Land use changes, landscape ecology and their socioeconomic driving forces in the Spanish Mediterranean coast (El Maresme County, 1850-2005). *Environmental Science & Policy*, 23: 120-132.
- Paül, V. (2006). *L'ordenació dels espais agraris metropolitans. Plans, gestió i conflictes territorials a la regió de Barcelona*. Barcelona: Universitat de Barcelona: Tesis Doctoral inédita.
- Paül, V. (2010). El cambio de los usos agrarios del suelo en el actual ámbito metropolitano de Barcelona (del siglo XVIII a la actualidad). *Investigaciones Geográficas*, 53: 145-188.
- Paül, V.; Haslam Mckenzie, F. (2013). Peri-urban farmland conservation and development of alternative food networks: insights from a case-study area in metropolitan Barcelona (Catalonia, Spain). *Land Use Policy*, 30(1): 94-105. [doi:10.1016/j.landusepol.2012.02.009](https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.02.009)
- Solé Sabarís, Ll. (1958-1968). *Geografia de Catalunya*. Barcelona: Aedos, 3 vols.
- Weissteiner, C.J.; Boschetti, M.; Bottcher, K.; Carrara, P.; Bordogna, G.; Brivio, P.A. (2011). Spatial explicit assessment of rural land abandonment in the Mediterranean area. *Global and Planetary Change*, 79: 20-36.

BIOGEOGRAFÍA DE LA MODELACIÓN COMO PREVENCIÓN A LA INVASIÓN BIOLÓGICA: RANA TORO (*Lithobates catesbeianus*) Y ACACIA DE TRES ESPINAS (*Gleditsia triacanthos*) EN URUGUAY

David Romero¹, Beatriz Sosa¹, Adrián Martín-Taboada² y José Carlos Guerrero¹

¹ Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental del Territorio. Facultad de Ciencias. Universidad de la República. davidrpbio@fcien.edu.uy

² Grupo de Biogeografía, Diversidad y Conservación. Dpto. de Biología Animal. Universidad de Málaga, Facultad de Ciencias. adrian.martin@uma.es

RESUMEN

El control y erradicación de las especies invasoras son medidas costosas y con pocas posibilidades de éxito. El Plan Estratégico para la Diversidad Biológica (2011-2020) como parte de las “metas de Aichi” planteó identificar las especies exóticas con potencial invasor e instaurar medidas para gestionar sus vías de introducción y evitar su establecimiento. Para ello es necesario conocer las distribuciones actuales y las áreas potenciales de propagación. Los modelos de distribución de especies permiten predecir los territorios de riesgo y determinar los factores ambientales responsables. Originarias de Norteamérica, la rana toro (*Lithobates catesbeianus*) y la acacia de tres espinas (*Gleditsia triacanthos*) representan dos de las especies exóticas de mayor potencial invasor. Ambas especies desplazan a las especies nativas y modifican drásticamente los ecosistemas que ocupan. A partir de las presencias en Uruguay y de un conjunto de variables ambientales se aplicó la Función de Favorabilidad para predecir las áreas favorables de riesgo de invasión para estas especies. Se detectó que la actividad humana explica los territorios de riesgo para ambas especies; y, concretamente, que los territorios con precipitaciones estables determinan las zonas de mayor riesgo para rana toro; y con suelos arenosos y sin días de heladas, para la acacia. El aumento en las precipitaciones y la disminución en los días de heladas predichos en informes de cambio climático para Uruguay aumentarían las zonas de riesgo a la invasión. Se estima que en Uruguay, la rana toro podría ser erradicada y la acacia de tres espinas controlada en algunos territorios.

Palabras clave: favorabilidad, manejo, mapas de riesgo, Sudamérica, zonificación ambiental.

ABSTRACT

Control and eradication of invasive species are costly measures with little chance of success. The Strategic Plan for Biological Diversity (2011-2020) as part of the “Aichi goals” proposed identifying exotic species with invasive potential and establishing measures to manage their introduction routes and avoid their establishment. To achieve these goals, it is necessary to locate the occupied territories, the potential places of propagation and the responsible factors. Species distribution models are a useful tool to predict risk territories to new cases and to know the environmental factors that determine them. Native of North America, the bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) and the three-spined acacia (*Gleditsia triacanthos*) represent two of the exotic species with the greatest invasive potential. Both species displace native species and drastically modify the ecosystems they occupy. Based on the presence in Uruguay and a set of environmental variables, the Favourability Function was applied as a modeling algorithm to

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Romero, D.; Sosa, B.; Martín-Taboada, A.; Guerrero, J.C. (2020). Biogeografía de la modelación como prevención a la invasión biológica: rana toro (*Lithobates catesbeianus*) y acacia de tres espinas (*Gleditsia triacanthos*) en Uruguay. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 403-412.

predict favorable risk areas for these species. It was detected that human activity explains the territories at risk of invasion for both species; and, specifically, that territories with stable rainfall determine the areas of greatest risk for bullfrog; and with sandy soils and no frost days, for the acacia. Thus, the increase in rainfall and the decrease in frost days predicted in the climate change reports for Uruguay would increase the risk areas for the invasion of these species. It is estimated that in Uruguay, the bull frog could be eradicated and the three-spined acacia controlled only in some territories.

Keywords: favourability, management, risk maps, South America, environmental zoning.

1. INTRODUCCIÓN

Las invasiones biológicas constituyen una de las principales causas de pérdida de biodiversidad (Vitousek *et al.*, 1996). El control de un proceso invasivo ya establecido es caro y, en la mayoría de los casos, sin posibilidades de erradicación (Paneta, 2007). Científicos y gestores acuerdan que la estrategia más efectiva es la prevención de estos procesos invasivos (Wittenberg y Cock, 2001). En esta línea, los países signatarios de la Convención de la Diversidad Biológica se han comprometido a establecer medidas para evitar la introducción y establecimiento de las especies invasoras (CBD, 2019). Para lograr estas metas es necesario identificar los territorios de alto riesgo de invasión; lo que requiere conocer los lugares ocupados por la especie invasora, los territorios probables a su propagación y los factores que la promueven (Walker, 2017). Concretamente, Rozenfelds *et al.* (1999) y NISC (2008) determinaron que únicamente cuando las introducciones son detectadas con antelación las probabilidades de erradicación son elevadas.

Los modelos de distribución de las especies (SDM, siglas del inglés Species Distribution Models) han sido ampliamente utilizados para establecer la relación entre las especies y el ambiente en el que se encuentran. Respecto a casos de invasiones biológicas, los SDM ya han sido aplicados: para determinar los territorios vulnerables de una especie nativa a una especie invasora de requerimientos fisiológicos similares (Romero *et al.*, 2014; 2018); para predecir el rango de expansión de una especie de alto potencial invasor, como la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en España, y conocer los factores responsables (Muñoz y Real, 2006); para evaluar el riesgo general de las invasiones biológicas en un territorio (Jiménez-Valverde, 2011), o para caracterizar la interacción vector-enfermedad en epidemiologías en las que hay implicada una especie invasora como vector de transmisión (Romero *et al.*, 2019), entre otras.

Endémicas del este de Norteamérica, la rana toro (*Lithobates catesbeianus*) y la acacia de tres espinas (*Gleditsia triacanthos*) representan dos de las especies exóticas de mayor potencial invasor en Latinoamérica. La rana toro, en una fase inicial de invasión, desplaza a las especies nativas de anfibios y se alimenta de numerosas especies de vertebrados e invertebrados alterando la composición y redes tróficas de los ecosistemas ocupados (GISD, 2015). La acacia de tres espinas, en una fase de invasión más consolidada, compite con las especies arbóreas nativas, modificando el hábitat, y con especial relevancia sobre los ecosistemas riparios (Fernández *et al.*, 2017). Por lo que ambas especies desplazan a una proporción relevante de las especies nativas del territorio que invaden, modificando drásticamente los ecosistemas que ocupan.

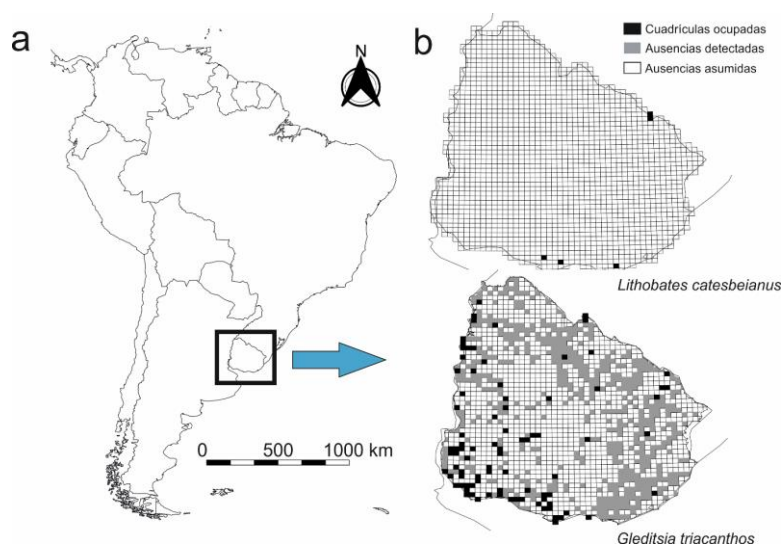
En este trabajo se aplica la Función de Favorabilidad como medida indirecta para determinar el riesgo de nuevos casos de invasión de dichas especies en Uruguay. Se predecirán las principales zonas favorables a la ocupación de ambas especies en un futuro reciente, y se

identificarán las principales variables responsables de dichos procesos invasivos. Se generarán modelos cartográficos como información disponible y útil para priorizar las áreas de prevención a la invasión en territorios aún no ocupados, o de control y erradicación en territorios ya ocupados, para el territorio uruguayo.

2. ÁREA DE ESTUDIO

Los análisis se realizaron para dos procesos invasivos ocurridos en los últimos años en el país de Uruguay. Uruguay se sitúa en América del Sur, limitado al noreste con Brasil, al oeste y suroeste con Argentina, y al sur con el océano atlántico (Figura 1a). Concretamente se extrajo la información, tanto de la distribución conocida de las especies invasoras *Lithobates catesbeianus* y *Gleditsia triacanthos* como de las variables explicativas, a una malla de cuadrículas de 10 km x 10 km de todo Uruguay (1.887 cuadrículas totales).

Figura 1. Área de estudio



- a) Uruguay en el contexto geográfico de América del Sur
b) presencias y ausencias actuales del proceso invasivo para cada una de las especies en Uruguay

3. METODOLOGÍA

3.1. Variables: especies y predictores ambientales

Se analizó la distribución conocida de dos de las especies de mayor potencial invasor en América Latina, la rana toro (*Lithobates catesbeianus*) y la acacia de tres espinas (*Gleditsia triacanthos*). Nativas del este de Norteamérica, la rana toro se introdujo en Uruguay con fines culinarios para su producción y exportación entre 1991 y 2004 (Mazzoni y Carnevia, 1992), y la acacia de tres espinas con fines ornamentales y de producción maderera (Nebel y Porcile, 2006). En la actualidad, la rana toro se ha localizado en Canelones, Maldonado y Cerro Largo (Laufer *et al.*, 2018a; 2018b; 2018c), en cinco cuadrículas de 10 km x 10 km en puntos próximos a las instalaciones, ranarios, dónde se introdujeron. La acacia de tres espinas ocupa un 5% del territorio uruguayo (87 cuadrículas), con mayor prevalencia en la mitad oeste del país. A partir de la información actualizada sobre los puntos ocupados por estas especies hasta 2018 para la

rana toro (Laufer *et al.*, 2018b; 2018c), y 2017 para la *G. triacanthos* en el Inventario Nacional Forestal (INF) en Echeverría, 2016, y Beatriz Sosa (*com. pers.*), se obtuvo la relación de presencias/ausencias de estas especies en la malla de cuadrículas de 10 km x 10 km de resolución espacial indicada (Figura 1b). Se clasificaron como presencia (1), aquellas cuadrículas en las que se observó al menos un registro de la especie exótica, y como ausencia (0), para la rana toro todas las cuadrículas para las que no hubo casos conocidos de presencia de la especie o ausencias asumidas, y para la acacia de tres espinas, aquellas cuadrículas muestreadas sin casos de invasión detectados, y ausencias detectadas.

Con respecto a las variables ambientales o predictores, se utilizó una base de datos disponible en el Laboratorio de Desarrollo Sostenible y Gestión Ambiental del Territorio (LDSGAT, Uruguay), con variables pertenecientes a los factores: espacial, topográfico (USGS, 1996), climático (a partir de los datos climáticos para Uruguay en Ceroni, (2008), se calcularon las variables bioclimáticas (BIO1-BIO19) acorde a la descripción de las mismas en WorldClim (Hijmans *et al.*, 2005)), hidrológico (Servicio Geográfico Militar, 2010), de usos de suelo (Dirección General de Recursos Naturales, 2010), litológico (Panario y Gutiérrez, 2011) y antrópico (Servicio Geográfico Militar, 2010) (Tabla 1).

3.2. Proceso de modelación

Previo a la modelación, se comprobó la correlación entre el conjunto de variables utilizado para evitar variables correlacionadas, y por lo tanto, problemas de multicolinealidad. Concretamente, se aplicó un test de correlación de Pearson, y, de cada par de variables con correlaciones superiores a 0,8, se eliminó la variable menos significativa para el patrón de invasión de la especie. A partir de las presencias/ausencias y del conjunto de variables sin problemas de correlación se aplicó la Función de Favorabilidad (FF) como algoritmo de modelación de la distribución de las especies (Real *et al.*, 2006). Siguiendo un procedimiento por pasos se calculó una regresión logística multifactorial para cada caso. Posteriormente, la FF se calculó a partir de la probabilidad generada por dicha regresión logística según la fórmula:

$$F = [P / (1-P)] / [(n1 / n0) + (P / [1-P])],$$

donde F es el valor de favorabilidad ambiental (entre 0 y 1) en cada cuadrícula, P es la probabilidad de presencia de la especie, n1 el número de presencias, y n0 el de ausencias (Real *et al.*, 2006; Acevedo y Real 2012). Se utilizó la FF ya que corrige el componente aleatorio de la tasa inicial de presencias/ausencias en la probabilidad dada por la regresión logística, haciendo que el valor de favorabilidad dependa exclusivamente de las condiciones ambientales y por lo tanto sea conmensurable, permitiendo así la combinación y comparación de modelos entre las dos especies analizadas (Acevedo y Real, 2012).

Los valores de favorabilidad se clasificaron en altos ($F \geq 0,8$), intermedios ($0,2 \leq F < 0,8$) y bajos ($F < 0,2$) para ambas especies. Posteriormente, y teniendo en cuenta que una predicción se considera favorable cuando las probabilidades de favorabilidad son superiores a las de desfavorabilidad en una relación de 4:1, y desfavorable, cuando lo son menores a una relación de 1:4 (Muñoz y Real, 2006). A partir de la representación de los valores de favorabilidad en dichas categorías se generaron los modelos cartográficos para visualizar en el espacio el patrón favorable de invasión de ambas especies. Se mostraron así los territorios favorables para la presencia de estas especies y, por lo tanto, los territorios probables a ser invadidos, hayan sido o no ocupados actualmente.

Tabla 1. Variables que se consideraron en la elaboración de los modelos de distribución de las dos especies invasoras analizadas, *Gleditsia triacanthos* y *Lithobates catesbeianus*

Factor	Variables	
Espacial	YSp: Logit espacial o combinación polinómica lineal de latitud (°N) y longitud (°O) de la regresión logística espacial	
Topográfico	A: Altura media (m)	
	S: Pendiente (°) (calculada a partir de la Altura)	
	Ori-NS: Orientación; grados de exposición NS (calculada a partir de la Pendiente)	
	Ori-EO: Orientación; grados de exposición EO (calculada a partir de la Pendiente)	
	Esc: Escabrosidad (m)	
Climático	BIO1: Temperatura media anual (°C)	BIO17: Precipitación media del cuatrimestre más seco
	BIO2: Temperatura media del rango diurno (°C)	BIO18: Precipitación media del cuatrimestre más cálido
	BIO3: Isotermicidad (BIO2/BIO17) (*100) (°C)	BIO19: Precipitación media del cuatrimestre más frío
	BIO4: Estacionalidad de las temperaturas (desvío estándar * 100) (°C)	Pmax: Precipitación media máxima en 24h (mm)
	BIO5: Temperaturas máximas del mes más cálido (°C)	BhPri: Balance hídrico en primavera (mm)
	BIO6: Temperaturas mínimas del mes más frío (°C)	BhInv: Balance hídrico en invierno (mm)
	BIO7: Rango de temperatura anual (BIO5-BIO6) (°C)	BhVer: Balance hídrico en verano (mm)
	BIO8: Temperatura media anual del cuatrimestre más húmedo	BhAnual: Balance hídrico medio anual (mm)
	BIO9: Temperatura media anual del cuatrimestre más seco	HumAnual: Humedad media anual (mm)
	BIO10: Temperatura media anual del cuatrimestre más cálido	HumCuatFrio: Humedad media del cuatrimestre más frío (mm)
	BIO11: Temperatura media anual del cuatrimestre más frío (°C)	HumCuatCal: Humedad media del cuatrimestre más cálido (mm)
	BIO12: Precipitación media anual (mm)	ETP: Evapotranspiración potencial (mm)
	BIO13: Precipitación media del mes más húmedo (mm)	ETR: Evapotranspiración real (mm)
	BIO14: Precipitación media del mes más seco (mm)	Hel: Número medio de días de heladas/año
	BIO15: Estacionalidad de las precipitaciones (desvío estándar * 100) (mm)	NDVI: Índice de verdor
	BIO16: Precipitación media del cuatrimestre más húmedo (mm)	DistCost: Distancia a la costa (km)
Hidrológico	DistRío: Distancia mínima a ríos (km)	
Usos del suelo	Bosques: Bosque autóctono (%)	Cult: Cultivos (%)
	CulArbExo: Cultivo especies exóticas (%)	Hum: Humedales (%)
	CampNat: Campo natural (%)	
Litológico	ProfSue: Profundidad del suelo	SueloRoc: Rocosidad del suelo
	TextSuel: Textura del suelo	SuelInun: Suelo inundable
Antropico	DenPob: Densidad poblacional	CamNoAsf: Caminos no asfaltados (m)
	SuelUrb: Suelo urbano (%)	DistCarr: Distancia mínima a carreteras asfaltadas (km)
	DistCiudad: Distancia mínima a los principales centros urbanos (km)	DistCam: Distancia mínima a caminos no asfaltados (km)

Se obtuvieron las variables y factores explicativos responsables de la predicción obtenida para cada especie. Se aplicó el test de Wald (Wald, 1943) para conocer la importancia relativa de cada variable implicada en la explicación de la favorabilidad de invasión. Se comprobó además que el factor de inflación (VIF) de las variables en los modelos elaborados tuviera valores de $VIF < 10$ para evitar la excesiva multicolinealidad en los modelos (Montgomery y Peck, 1992). Finalmente, se aplicaron índices de clasificación y discriminación para evaluar el desempeño en los modelos obtenidos. La capacidad de clasificación de cada modelo se evaluó a partir de los índices de sensibilidad, especificidad, y tasa de clasificación correcta (TCC). Los índices de clasificación utilizados variaron de 0 a 1 y usaron los valores de $F = 0,5$ como el umbral de clasificación. La capacidad de discriminación se evaluó a partir del área bajo la curva (AUC, siglas del inglés Area Under the Curve), independiente de los umbrales de favorabilidad (Hanley y McNeil, 1982; Dodd y Pepe, 2003).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para ambas especies los modelos obtenidos clasificaron y discriminaron de manera aceptable los casos de invasión conocidos en Uruguay. Ambos modelos obtuvieron valores de sensibilidad, especificidad y TCC mayores de 0,8, y valores de discriminación (AUC) $> 0,86$, o excelentes según Hosmer y Lemeshow, 2000. En cuanto a las tres variables más relevantes en la explicación del proceso invasivo: precipitaciones estables, cierta distancia a costa y la presencia de carreteras no asfaltadas determinaron las cuadrículas más favorables o de riesgo para la rana toro (Tabla 2); mientras que la ausencia de días de heladas, poca superficie de suelo rocoso y con suelo urbano determinaron las más favorables para la acacia de tres espinas.

Tabla 2. Variables que entraron en los modelos de favorabilidad para los casos de invasión analizados

Factor	Variable	<i>Lithobates catesbeianus</i>	<i>Gleditsia triacanthos</i>
Climático	BIO ₁₅ (mm)	5,258 (-)	
	Distancia a la costa (km)	4,727 (+)	
	Días de heladas		54,056 (-)
	NDVI		7,238 (-)
Hidrológico	Distancia a Ríos (km)		4,463 (+)
Litológico	Rocosidad del suelo (%)		14,582 (-)
Antrópico	Caminos no Asfaltados (m)	16,359 (+)	
	Suelo Urbano (%)		9,393 (+)

Se muestran los valores del test de Wald y el signo de correlación positiva o negativa de cada variable con la favorabilidad para cada especie.

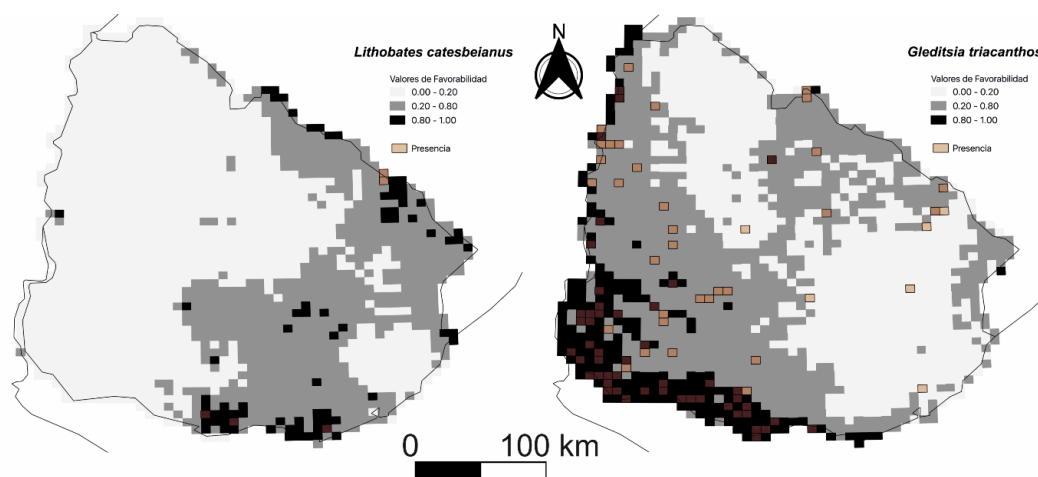
* El parámetro de Wald indica la importancia relativa de cada variable en el modelo.

En ambas especies la actividad humana explicó parte de los territorios de riesgo a la invasión en Uruguay. Entre los factores responsables de la explicación de la distribución de las especies, cabe destacar que el componente espacial es una variable frecuente en especies nativas que

revela si la distribución observada obedece principalmente a la influencia de la propia dinámica poblacional y/o a su origen geográfico (Legendre, 1993; Coelho *et al.*, 2018). Sin embargo, el componente espacial no resultó significativo para predecir y explicar el patrón de territorio invadido en Uruguay de ninguna de las dos especies analizadas. Los modelos detectaron que al tratarse de especies introducidas por el hombre, en un periodo relativamente reciente, el patrón de ocupación actual está aún determinado sobre todo por los lugares en los que fueron liberadas. Por lo tanto, cabría esperar que la expansión natural a corto y mediano plazo de estas especies ocurra preferentemente a cuadrículas que alberguen las condiciones ambientales favorables detectadas próximas a cuadrículas vecinas ya ocupadas.

En cuanto a la extensión de territorio favorable a la invasión para cada una de las especies analizadas, el modelo identificó que en un 4 % de Uruguay (80 cuadrículas) se dan condiciones ambientales de favorabilidad máxima ($F \geq 0,8$) para la presencia de la rana toro (Figura 2), y en un 12 % (230 cuadrículas) para la acacia de tres espinas. En el caso de la rana toro, los territorios de favorabilidad máxima se localizaron en cuatro núcleos ubicados en la mitad este del país, dos en la mitad sur, y dos al norte limitando con Brasil; mientras que para la acacia de tres espinas se ubicaron en un territorio más continuo y uniforme al oeste del país, en una franja limítrofe, al sur con el Océano Atlántico y al Oeste con Argentina, y en un punto aislado al norte. Por lo que para ambas especies los modelos indicaron que el proceso invasivo podría continuar expandiéndose, afectando a una mayor proporción de la ocupada en la actualidad. El aumento en las precipitaciones y la disminución en los días de heladas predichos en los informes de cambio climático para Uruguay (Picasso *et al.*, 2013), facilitaría además la dispersión y expansión predicha de estas especies.

Figura 2. Cuadrículas con presencia de las especies analizadas y modelos de favorabilidad en rangos de favorabilidad baja ($F < 0,2$), media ($0,2 \leq F < 0,8$) y alta ($F \geq 0,8$)



A partir de los modelos generados, se recomienda aplicar esfuerzos de prevención a nuevos casos de invasión en cuadrículas detectadas como favorables no ocupadas y próximas a cuadrículas ya invadidas, al noreste y sureste del país para la rana toro, y la franja limítrofe suroeste y noroeste de Uruguay con Argentina u Océano Atlántico, así como en la fracción central del norte fronterizo con Brasil, para la acacia de tres espinas. En cuanto a medidas de control y erradicación de estas especies, en el caso de la rana toro existe un plan de erradicación que podría lograr erradicar a la especie de Uruguay en los próximos años (Laufer *et al.*, 2018c; CEEI, 2018). Sin embargo, teniendo en cuenta que el modelo identificó un considerable número

de cuadrículas no ocupadas de favorabilidad máxima para la presencia de la especie, se recomienda, además, como medida preventiva, muestrear la totalidad de las cuadrículas favorables detectadas en torno a los puntos ya ocupados y cuadrículas vecinas, así como entorno a los territorios que albergaron ranarios de producción, aún sin casos de invasión detectados. En cuanto a las medidas de control y erradicación para la acacia de tres espinas, se detectaron grandes núcleos de favorabilidad máxima en la franja costera del oeste y sur del país. Gran parte de dichos núcleos de alta favorabilidad coincidieron con territorios en los que la especie ya se encuentra establecida, siendo áreas de propagación activa en la actualidad (Romero *et al.*, 2019), y en los que implementar medidas de control efectivas resultaría muy costoso y con pocas posibilidades de éxito. Por otro lado, se identificaron algunas cuadrículas aisladas de alta favorabilidad ocupadas o no en las que los esfuerzos de monitoreo, control y erradicación, podrían limitar y erradicar la propagación de esta especie.

5. CONCLUSIONES

La metodología presentada se presume una herramienta adecuada para proporcionar información cartográfica útil sobre los territorios en riesgo a nuevos procesos invasivos de especies exóticas invasoras. De esta manera, proporciona información cartográfica ideal para determinar dónde adoptar las distintas medidas de manejo aumentando la eficiencia en la prevención y control, y reduciendo los costos. En resumen, en los casos analizados para Uruguay, los modelos indicaron para la rana toro que los territorios donde adoptar medidas preventivas se localizan al este del país, norte y sur, sobre todo en cuadrículas de máxima favorabilidad no ocupadas y próximas a cuadrículas ya invadidas; y, para la acacia de tres espinas, en cuadrículas de alta favorabilidad aisladas y próximas a cuadrículas ya ocupadas en el sector sur-oeste y norte del país. Por otro lado, las medidas de control y erradicación deberían priorizarse, para la rana toro, en las cuadrículas actualmente invadidas, y para la acacia de tres espinas, en las cuadrículas adyacentes a las de favorabilidad máxima ya establecidas y de propagación activa. Se estima que en Uruguay la rana toro podría ser erradicada en los próximos años, y la acacia de tres espinas controlada solo en algunos territorios.

Agradecimientos

Dr. David Romero está financiado por una beca de posdoctorado de la Comisión Académica de Posgrado (CAP) de la Universidad de la República en Uruguay (2018-2020).

REFERENCIAS

- Acevedo, P.; Real, R. (2012). Favourability: concept, distinctive characteristics and potential usefulness. *Naturwissenschaften*, 99: 515-22. doi:10.1007/s00114-012-0926-0
- CEEI (2018). *Protocolo de respuesta ante Especies Exóticas Invasoras del Comité de Especies Exóticas e Invasoras*. <https://www.mvotma.gub.uy/novedades/noticias/item/10011758-protocolo>
- CBD (2019). *Quick guide to the Aichi Biodiversity from the Convention on Biological Diversity Targets Invasive alien species prevented and controlled*. <https://www.cbd.int/doc/strategic-plan/targets/T9-quick-guide-en.pdf/>
- Ceroni, M. (2008). *Análisis espacio-temporal del balance hídrico en Uruguay. Disponibilidad de agua para el rodeo ganadero 1980-2006*. Uruguay: Universidad de la República, Facultad de Ciencias, Licenciatura en Geografía: Tesis de Grado.

- Coelho, L.; Romero, D.; Queirolo, D.; Guerrero, J.C. (2018). Understanding factors affecting the Distribution of the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) in South America: Spatial dynamics and environmental drivers. *Mamm. Biol.*, 92: 54-61. doi:10.1016/j.mambio.2018.04.006
- Dirección Nacional de Recursos Naturales (2010). *Carta de suelos CONEAT*. <http://www.mgap.gub.uy/unidad-organizativa/direccion-general-de-recursos-naturales/tramites-y-servicios/servicios/consultas-coneat>
- Dodd, L.E.; Pepe, M.S. (2003). Partial AUC estimation and regression. *Biometrics*, 59: 614-662. doi:10.1111/1541-0420.00071
- Echeverría, R. (2016). *Herramienta para la bioprospección*. Dirección General Forestal. IFN; MGAP. <http://inia.uy/Documentos/Públicos/INIA%20Tacuarembó/2016/3---Ricardo%20Echeverr%C3%ADa%20IFN%20herramienta%20para%20la%20bioprospecci%C3%B3n.pdf>
- Fernández, R.D.; Ceballos, S.J.; Malizia, A.; Aragón, R. (2017). *Gleditsia triacanthos* (Fabaceae) in Argentina: a review of its invasion. *Austral. J. Bot.*, 65: 203-213.
- Hanley, J.A.; McNeil, B.J. (1982). The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Radiology*, 143: 29-36.
- Hijmans, R.J.; Cameron, S.E.; Parra, J.L.; Jones P.G.; Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.*, 25: 1965-1978.
- Hosmer, D.W.; Lemeshow, S. (2000). *Applied Logistic Regression. 2nd edition*. New York: John Wiley & Sons, Wiley Series in Probability and Statistics.
- GISD (2015). *Global Invasive Species Database: species profile Lithobates catesbeianus*. <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=80>
- Jiménez-Valverde, A.; Peterson, A.T.; Soberón, J.; Overton, J.M.; Aragón, P.; Lobo, J.M. (2011). Use of niche models in invasive species risk assessments. *Biol. Invasions*, 13: 2785-2797. doi:10.1007/s10530-011-9963-4
- Laufer, G.; Gobel, N.; Borteiro, C.; Soutullo, A.; Martínez-Debat, C.; Sá, R.O. de (2018a). Current status of American bullfrog, *Lithobates catesbeianus*, invasion in Uruguay and exploration of chytrid infection. *Biol. Invasions*, 20: 285-291. doi:10.1007/s10530-017-1540-z
- Laufer, G.; Gobel, N.; Soutullo, A. (2018b). Estado de la Invasión de la Rana Toro en Uruguay: Avances y Perspectivas. En: Brugnoli, E.; Laufer, G. (Eds.). *Ecología, Manejo y Control de Especies Exóticas e Invasoras en Uruguay, del Diagnóstico a la Acción*. Montevideo: MVOTMA; DINARA; CEEI: 54-60.
- Laufer, G.; Gobel, N.; Kacevas, N.; Lado, I. (2018c). Detección con Participación Ciudadana de una nueva población feral de Rana Toro en un área protegida en Uruguay. *Rev. Latinoam. Herpetología*, 1(2): 47-50.
- Legendre, P. (1993). Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology*, 74: 1659-1673. doi:10.2307/1939924
- Mazzoni, R.; Carnevia, D. (1992). *Ranicultura: Aspectos técnicos y económicos de interés para su implantación*. INAPE. http://www.mgap.gub.uy/sites/default/files/multimedia/1881_inf_tec_40_0.pdf
- Montgomery, D.C.; Peck, E.A. (Eds.) (1992). *Introduction to Linear Regression Analysis*. New York: Wiley.
- Muñoz, A. R.; Real, R. (2006). Assessing the potential range expansion of the exotic monk parakeet in Spain. *Diversity Distrib.*, 12: 656-665. doi:10.1111/j.1366-9516.2006.00272.x
- Nebel, J.; Porcile, J. (2006). *La contaminación del Bosque Nativo por especies arbóreas y arbustivas exóticas*. [http://www.guayubira.org.uy/monte/Contaminacion monte nativo exóticas.pdf](http://www.guayubira.org.uy/monte/Contaminacion%20monte%20nativo%20exoticas.pdf)
- NISC (2008). *National Invasive Species Management Plan, 2008-2012*. <https://www.doi.gov/invasivespecies/management-plan>
- Panario, D.; Gutiérrez, O. (2011). *Mapa de ambientes: Cartografía implementada en un SIG. En: Mapa de Ambientes de Uruguay y Distribución potencial de especies*. Montevideo: Convenio MGAP; PPR-CIEDUR.
- Paneta, D. (2007). Evaluation of weed eradication programs: containment and extirpation. *Diversity Distrib.*, 13: 33-41. doi:10.1111/j.1472-4642.2006.00294.x



- Picasso, V.; Cruz, G.; Astigarraga, L.; Terra, R. (2013). *Cambio y variabilidad climática: respuestas interdisciplinarias*. Espacio Interdisciplinario, UdelaR, Montevideo. <https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/handle/20.500.12008/7584>
- Real, R.; Barbosa, A.M.; Vargas, J.M. (2006). Obtaining environmental favourability functions from logistic regression. *Environ. Ecol. Stat.*, 13: 237-45. [doi:10.1007/s10651-005-0003-3](https://doi.org/10.1007/s10651-005-0003-3)
- Romero, D.; Báez, J.C.; Ferri, F.; Bellido, J.J.; Real, R. (2014). Modelling favourability for invasive species encroachment to identify areas of native species vulnerability. *Sci. World J.*, vol 2014, article ID 519710, 9 pages. [doi:10.1155/2014/519710](https://doi.org/10.1155/2014/519710)
- Romero, D.; Guerrero, J.C. (2018). Los modelos de distribución en la gestión de la biodiversidad: Manejo de Especies Exóticas. En: Brugnoli, E.; Laufer, G. (Eds.). *Ecología, Manejo y Control de Especies Exóticas e Invasoras en Uruguay, del Diagnóstico a la Acción*. Montevideo: MVOTMA; DINARA; CEEI: 32-35.
- Romero, D.; Olivero, J.; Real, R.; Guerrero, J.C. (2019). Applying fuzzy logic to assess the biogeographical risk of dengue in South America. *Parasit. Vectors*, article number: 12: 428. [doi:10.1186/s13071-019-3691-5](https://doi.org/10.1186/s13071-019-3691-5)
- Rozenfelds, A.C.; Cave, L.; Morris, D.I.; Buchanan, A.M. (1999). The weed invasion in Tasmania since 1970. *Austral. J Bot.*, 47: 23-48. [doi: 10.1071/BT97054](https://doi.org/10.1071/BT97054)
- Servicio Geográfico Militar (2010). Plan Cartográfico Nacional, Escala 1:50.000. Servicio Geográfico Militar. La cartografía oficial del país. <http://web.sgm.gub.uy/geoportal/index.php/mapas/descargas/cartografia/pcn150000>
- USGS (1996). *United States Geological Survey, GTOPO30. Land Processes Distributed Active Archive Center-EROS Data Center*. <https://lta.cr.usgs.gov/GTOPO30/>
- Vitousek, P.; D'Antonio, C.; Loope, L.; Westbrooks, R. (1996). Biological invasions as global environmental change. *Amer. Scient.*, 84: 468-478.
- Wald, A. (1943). Tests of statistical hypotheses concerning several parameters with applications to problems of estimation. *Trans. Am. Math. Soc.*, 54: 426-482. [doi: 10.1090/S0002-9947-1943-0012401-3](https://doi.org/10.1090/S0002-9947-1943-0012401-3)
- Wittenberg, R.; Cock, M.J.W. (Eds.) (2001). *Invasive Alien Species: A Toolkit of Best Prevention and Management Practices*. UK: CAB International, Wallingford, Oxon, xvii–228.

LAS INCURSIONES DEL JABALÍ (*Sus scrofa*) EN LAS CIUDADES ESPAÑOLAS. UNA APROXIMACIÓN A SU DISTRIBUCIÓN ESPACIO-TEMPORAL A PARTIR DE LOS MEDIOS DE COMUNICACIÓN ONLINE

José Luis Serrano-Montes¹ y José Antonio Páez Galiano²

¹ Dpto. Geografía Humana. Universidad de Granada. joselsm@ugr.es

² Grado en Geografía y Gestión del Territorio. Universidad de Granada. paezmontejicar@correo.ugr.es

RESUMEN

Favorecido por el creciente abandono del mundo rural y el declive de la actividad cinegética, el jabalí (*Sus scrofa*) ha experimentado un fuerte incremento poblacional en Europa durante las últimas décadas. El crecimiento de las poblaciones de este suido y su expansión territorial, están dando lugar a la incursión cada vez más frecuente de esta especie en espacios urbanos y periurbanos. En el caso de España, se trata de un fenómeno que está despertando un enorme interés mediático, como consecuencia de los problemas que genera este animal cuando se adentra en las ciudades: accidentes de tráfico, daños materiales, ataques a viandantes o a sus mascotas o transmisión de enfermedades. Más allá de los conflictos que provoca esta especie en las urbes españolas, se está desarrollando una importante polémica social en torno a su gestión: mientras que ciertos colectivos locales demandan medidas urgentes para reducir los problemas mencionados, los movimientos sociales en defensa de los derechos de los animales rechazan cualquier acción letal para controlar las poblaciones, a la vez que el colectivo cinegético reclama una mayor implicación en el proceso de gestión de la especie. Mediante un análisis de los medios de comunicación online, el presente trabajo pretende determinar la distribución espacio-temporal del “jabalí urbano” en España, así como conocer las percepciones y actitudes sociales hacia la presencia y la gestión de este suido en los ámbitos urbanos y periurbanos.

Palabras clave: jabalí (*Sus scrofa*), geografía de los animales, hábitats urbanos, conflictos humano-animales.

ABSTRACT

As a result of the growing abandonment of the rural areas and the decline of hunting, wild boar (*Sus scrofa*) populations in Europe have experienced a strong increase during the last decades. The growth of the populations of this mammal as well as its territorial expansion, are giving rise to the increasingly frequent transgressions of this species in urban and peri-urban landscapes. Wild boars roaming the streets, backyards, and parks in cities usually cause multiple problems: traffic accidents, material damage, attacks on pedestrians or their pets or transmission of diseases. This phenomenon is arousing an enormous media interest in Spain. Beyond the conflicts that this species causes in some Spanish cities, an important social controversy is developing around its management: while certain local groups demand urgent measures to reduce the aforementioned problems, animal rights activists reject any lethal action to control the populations. At the same time, hunter associations demand a greater

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Serrano-Montes, J.L.; Páez Galiano, J. (2020). Las incursiones del jabalí (*Sus scrofa*) en las ciudades españolas. Una aproximación a su distribución espacio-temporal a partir de los medios de comunicación online. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 413-423.

implication in the process of management of the species. Through an analysis of online media, the present work aims to determine the spatio-temporal distribution of the "urban wild boar" in Spain, as well as to know the perceptions and social attitudes towards the presence and management of this suid in urban and suburban areas.

Keywords: wild boar (*Sus scrofa*), animal geography, urban habitats, human-animal conflicts.

1. INTRODUCCIÓN

Surgida en la década de 1990, la geografía de los animales se configura como una rama de la geografía cultural que aborda el estudio de las relaciones existentes entre el ser humano y los animales. Durante los últimos años, esta corriente ha experimentado un enorme crecimiento a nivel internacional y una gran diversificación en cuanto a las temáticas abordadas (Serrano-Montes y Caballero, 2019). Desde sus inicios, un tema recurrente ha sido el estudio las dimensiones de paisaje y de lugar que se desprenden de la presencia de ciertas especies animales en las áreas urbanas (Philo, 1995; Wolch, 2002).

El término “fuera de lugar” (*out of place*) ha sido empleado para designar a aquellas poblaciones animales que han quebrantado unos límites espaciales establecidos por la sociedad, provocando diversos conflictos (Buller, 2014). Se trata de una noción directamente relacionada con los problemas causados por especies que, no estando socialmente concebidas como fauna propiamente urbana, han transgredido los límites de la ciudad.

Las ciudades se configuran como espacios donde tienen lugar algunas de las más estrechas interacciones entre el ser humano y la fauna (Louza, 2007). En el caso de España, la tradicional presencia en las áreas urbanas de algunas especies de fauna -caso de aves como el gorrión (*Passer domesticus*), la paloma (*Columba livia*) o la golondrina (*Hirundo rustica*)-, hace que socialmente se conciban como especies habituales, que en cierta medida “pertenecen” a este tipo de paisajes (Rubio Recio, 1995). No obstante, hay otras muchas especies animales, cada vez más comunes en las ciudades, que aún no están socialmente aceptadas: este es el caso del jabalí (*Sus scrofa*).

Actualmente las poblaciones de jabalí están experimentando un fuerte crecimiento en prácticamente toda Europa (Tack, 2018). El abandono rural y el declive de la actividad cinegética, son algunos de los principales factores que explican el crecimiento poblacional de esta especie en las últimas décadas (Sánchez, 2018). El incremento de las poblaciones de este suido, junto con la enorme expansión urbana acaecida en el último medio siglo, han dado lugar a una presencia cada vez más habitual de este mamífero en diversas ciudades de Europa (Cahill *et al.*, 2012; Stillfried *et al.*, 2017).

En el caso de España, distintos estudios científicos indican la presencia del jabalí en múltiples áreas urbanas y suburbanas, ya desde comienzos del presente siglo (Sanz, 2000; Cahill *et al.*, 2012; Castillo-Contreras *et al.*, 2018; Conejero *et al.*, 2019). Se trata de un fenómeno cada vez más común, habiéndose registrado un repunte de los avistamientos de esta especie en los ámbitos urbanos españoles desde el año 2015 (Pozo, 2016). Aun así, la presencia de estos suidos en las ciudades y los problemas que con frecuencia generan, son todavía acontecimientos relativamente recientes, a los que la sociedad urbana no está acostumbrada. Es por ello que el “jabalí urbano” ha despertado el interés de los medios de comunicación.

La mayor parte de los artículos científicos surgidos en España hasta la fecha, se han centrado en el estudio de este fenómeno en Barcelona (Castillo-Contreras *et al.*, 2018; Conejero *et al.*, 2019). No existe ninguna investigación que analice la distribución espacio-temporal o los problemas y actitudes sociales generadas por el jabalí en el conjunto de los ámbitos urbanos españoles.

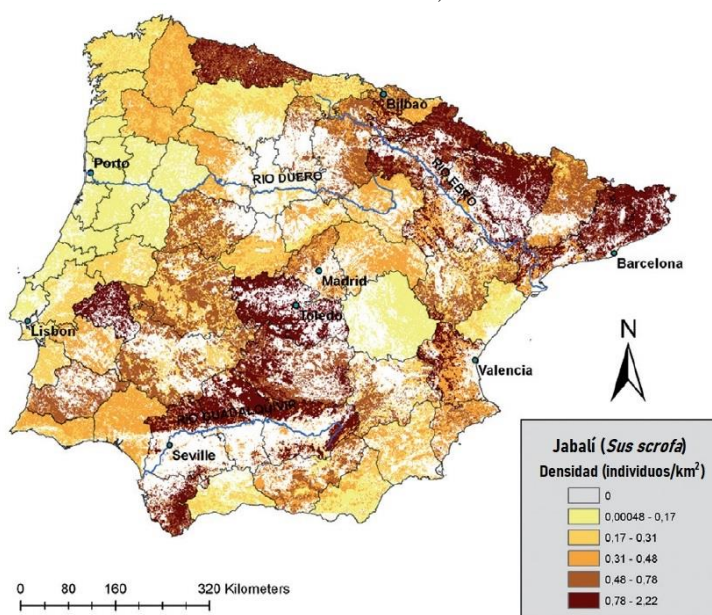
Diferentes tratados internacionales en materia de paisaje -como el Convenio Europeo del Paisaje-, insisten en la necesidad de considerar las percepciones y aspiraciones ciudadanas en los procesos de protección, gestión y ordenación del paisaje. La diversidad de actitudes en cuanto a la gestión del jabalí en los paisajes urbanos, justifica la necesidad de considerar dicha especie en los procesos de planificación democrática del paisaje. En este sentido, el presente trabajo pretende, mediante un análisis de los medios de comunicación online, realizar una primera aproximación a la distribución espacio-temporal del “jabalí urbano” en España, así como conocer las percepciones y actitudes sociales hacia la presencia y la gestión de este suido en paisajes urbanos y periurbanos.

2. ÁREA DE ESTUDIO

España tiene una superficie de 505.990 km² y cuenta con 47.100.396 millones de habitantes (INE, 2019). De acuerdo con los datos del Atlas Digital de las Áreas Urbanas (2018), el total de municipios para el año 2017 era de 8.124. Los ámbitos no urbanos representan el 86,8% del total de municipios del país, pero albergan únicamente al 18% de la población. Por otro lado, las áreas urbanas constituyen el 13,2% del total de municipios de España, albergando en ellas al 82% de la población nacional. Las previsiones de la ONU han estimado que para el año 2050 la concentración de la población española en áreas urbanas será superior al 88%. Se trata de un proceso paralelo al incremento del abandono y de la despoblación de las áreas rurales. La figura 1 refleja las diferencias de densidad poblacional del jabalí en la península Ibérica para el año 2012.

Figura 1. Densidad poblacional del jabalí (*Sus scrofa*) en la Península Ibérica

Fuente: Bosch *et al.*, 2012.



El jabalí (*Sus scrofa*) es uno de los mamíferos que se ha visto más favorecido por el abandono del mundo rural iniciado a mediados del siglo XX en España, experimentando un enorme crecimiento poblacional (Tellería y Saez-Royuela, 1985). Así, las estimaciones apuntan a que en 2015 había una población de jabalíes en España de aproximadamente 1.000.000 de ejemplares, registrándose un crecimiento anual de la población de entre el 5% y el 15% (Sánchez, 2018).

3. METODOLOGÍA

En el presente trabajo se ha recurrido a la prensa escrita como principal fuente de información para el análisis de la distribución espacio-temporal y de las percepciones sociales en relación con las incursiones del jabalí en los paisajes urbanos españoles. El seguimiento y análisis de la prensa constituye una interesante vía de aproximación para la comprensión de la dimensión social y paisajística de las interrelaciones entre el ser humano y los animales, tal y como han puesto de manifiesto trabajos previos desarrollados en el seno de la geografía de los animales (Gullo *et al.*, 1998) y de la biogeografía (García-Hernández *et al.*, 2016).

De esta forma, el proceso metodológico ha partido de una minuciosa búsqueda, recopilación, análisis y clasificación de noticias online sobre el tema en cuestión, que ha permitido conocer la evolución espacio-temporal de las incursiones del jabalí en áreas urbanas y periurbanas de España.

La búsqueda de noticias online se llevó a cabo a través del buscador general de google y la sección de google noticias. También se utilizaron los buscadores de las hemerotecas online de diferentes medios de comunicación de distinto alcance (Tabla 1). Entre las fuentes consultadas se encuentran periódicos locales, provinciales, regionales, nacionales e internacionales. La investigación se completó con la consulta de blogs divulgativos y páginas web de revistas de caza. Para esta búsqueda se utilizaron palabras clave -en castellano, inglés, catalán y gallego- como: jabalí urbano, jabalí en ciudades, jabalí, *Sus scrofa*, wild boar, wild boar in cities, urban wild boar, senglars, xabará urbano, xabará cidade.

Tabla 1. Fuentes de información consultadas según su carácter y número de noticias extraídas

Fuente: elaboración propia.

Tipo de fuente	Número de fuentes	Número de noticias
Internacional	9	14
Nacional	20	213
Regional – provincial	70	394
Local - comarcal	12	22
Blogs – revistas de caza	19	32

El periodo de búsqueda se extiende entre el año 2002 (fecha de aparición de la primera noticia) y junio de 2019. Los artículos recopilados se han clasificado por provincia y año, lo que ha permitido elaborar una base de datos. A partir de la base de datos generada, se ha llevado a cabo una cartografía del impacto mediático de las incursiones del jabalí en espacios urbanos por provincias.

A las noticias recopiladas se les ha aplicado la técnica de análisis de contenido (Piñuel-Raigada, 2002). El análisis de contenido ha permitido identificar las principales problemáticas relacionadas con la incursión del jabalí en paisajes urbanos, así como las percepciones y

actitudes sociales hacia la presencia de este animal en las ciudades. Las noticias se han clasificado tanto en función de su referencia espacio-temporal como del tema o problemática abordada en las mismas.

4. RESULTADOS

4.1. Distribución espacio-temporal del jabalí urbano en España

La búsqueda realizada en los medios de comunicación online ha dado como resultado un total de 675 noticias. No obstante, 14 de estas noticias no incluyen referencias a nivel local o provincial sobre las incursiones del jabalí en las ciudades españolas. Se trata de noticias que abordan el tema en cuestión a escala autonómica o nacional, por lo que se han excluido de la base de datos. Otras noticias relacionadas, que tampoco se han incluido en la matriz de datos, informan de la presencia de esta especie en diversas playas del litoral español.

Las provincias con un mayor número de noticias registradas sobre presencia de jabalíes en ámbitos urbanos son, con diferencia, Asturias (120 noticias), Barcelona (95 noticias), Madrid (76 noticias), La Coruña (50 noticias) y Lugo (30 noticias). Por el contrario, en provincias como Cádiz, Huelva y Guadalajara, no se ha encontrado ningún artículo de prensa sobre el tema. Las Islas Baleares y Canarias, debido a la ausencia de poblaciones salvajes de este suido, tampoco registran noticias sobre el citado fenómeno.

Las primeras referencias en la prensa española sobre jabalí en ámbitos urbanos datan del año 2002, en las provincias de Madrid y Valladolid (2 noticias registradas). De acuerdo con la prensa analizada, durante los últimos tres años ha tenido lugar un incremento espectacular de las incursiones de jabalíes en áreas urbanas. Entre 2017 y junio de 2019, aparecen el 69,6% de las noticias publicadas durante el periodo de análisis en los medios de comunicación online. Así mismo, para el año 2019 se encuentran ya referencias sobre este fenómeno en 30 provincias de España.

En cuanto a la variación del número de noticias en el conjunto del periodo analizado (2002-2019), se pueden observar dos tendencias. Por un lado, entre los años 2002-2014 las noticias sobre aparición de suidos en ciudades presentan unos valores muy bajos; de hecho, en 2004, no se registró ningún avistamiento. A partir de 2015 la situación cambia radicalmente, observándose un marcado incremento, especialmente entre los años 2016-2017. Los valores máximos de noticias aparecen en el año 2018, con 199 artículos registrados. En 2019, teniendo en cuenta que la búsqueda finalizó en el mes de junio, eran ya 160 las noticias publicadas.

La figura 2 muestra la concentración provincial de noticias sobre las incursiones de jabalí en las ciudades españolas durante el periodo de estudio. Este mapa se ha elaborado mediante la información territorial obtenida del análisis minucioso de cada artículo recopilado de los medios de comunicación online. Destacan tres provincias por su mayor densidad de noticias sobre el tema: Asturias, Cataluña y Madrid. Aunque con una menor concentración, sobresalen también provincias como La Coruña, Lugo, Valencia, Málaga y Álava. Se observan tres provincias -Cádiz, Huelva y Guadalajara-, en las cuales no se ha encontrado ninguna noticia sobre incursiones de jabalíes en espacios urbanos.

La prensa analizada ha puesto de manifiesto la presencia de jabalíes en entornos urbanos de 160 municipios. La figura 3 muestra los 10 municipios con mayor número de noticias registradas sobre este tema. Barcelona es el municipio español con un mayor número de referencias sobre la presencia de jabalí urbano, aglutinando 81 noticias. Este volumen de

artículos de prensa refleja la dimensión del fenómeno en esta ciudad y el estado de alarma social generado. Le siguen, de lejos, ciudades como Oviedo con 52 noticias y Las Rozas (Madrid) con 39 referencias. Llama la atención cómo la Comunidad de Madrid concentra la mayoría de sus noticias en tres municipios: Las Rozas, Madrid y Torrelorones.

Figura 2. Número de noticias por provincias sobre la presencia del jabalí (*Sus scrofa*) en las ciudades españolas entre 2002 y 2019

Fuente: elaboración propia.

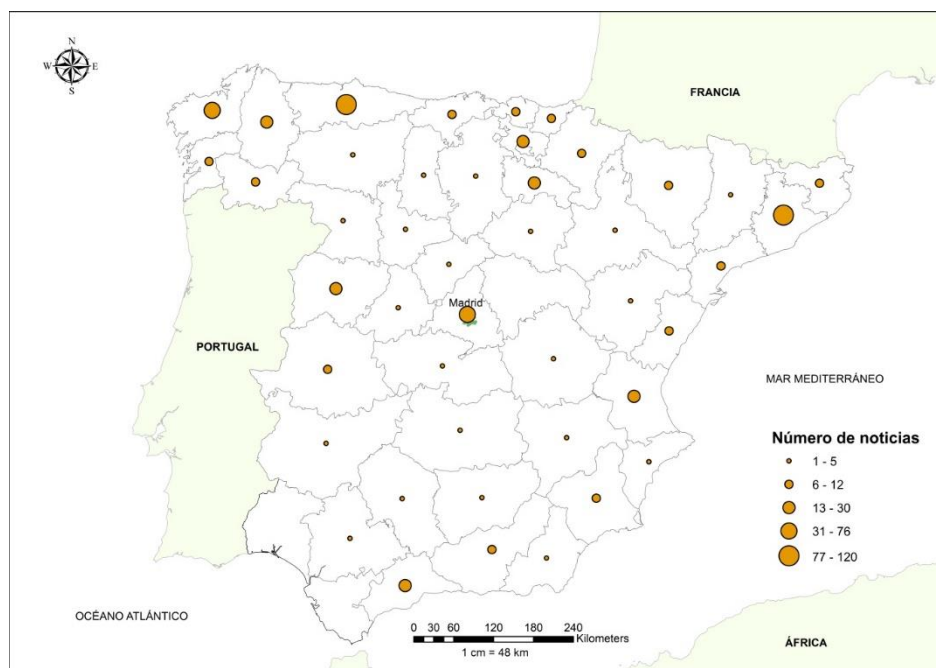
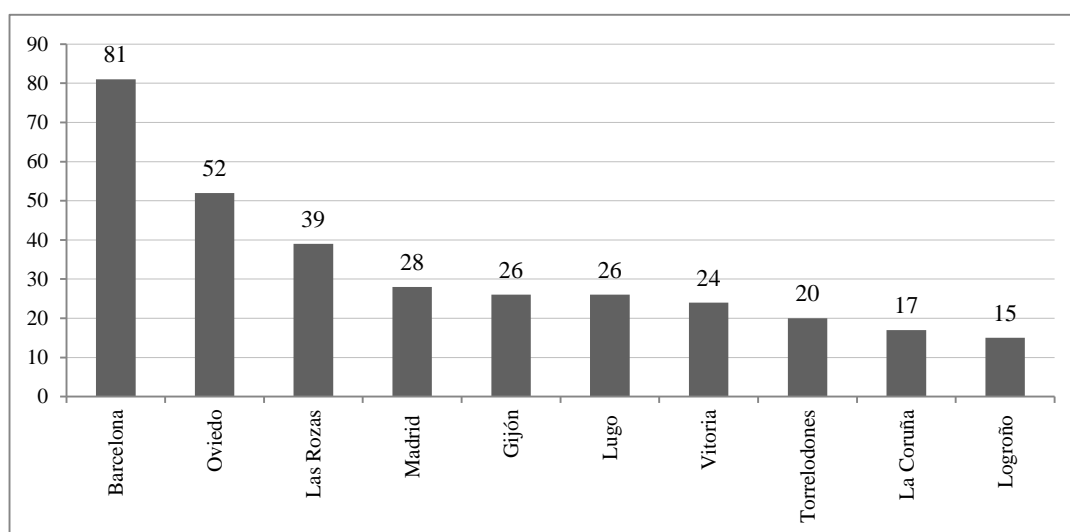


Figura 3. Los 10 municipios españoles con mayor concentración de noticias sobre la presencia del jabalí (*Sus scrofa*) en ámbitos urbanos (periodo 2002-2019)

Fuente: elaboración propia.

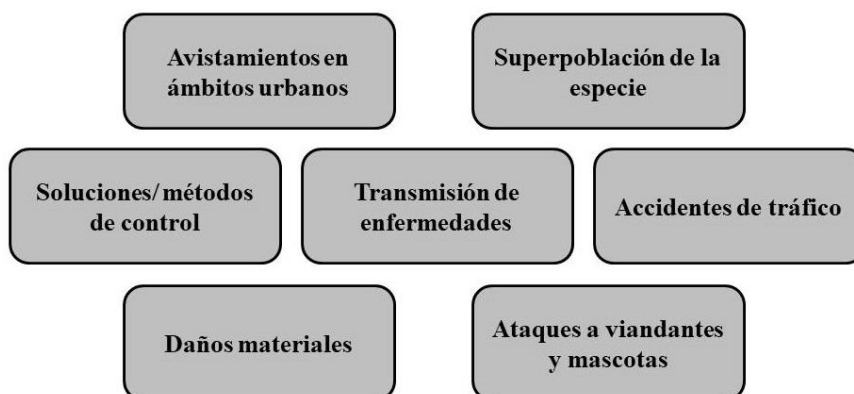


4.2. Actitudes sociales hacia la presencia de jabalíes en ámbitos urbanos

El análisis detallado del contenido de cada noticia ha hecho posible la identificación de las distintas actitudes sociales hacia este fenómeno. Se han detectado diversas reacciones, a veces contrapuestas, hacia la presencia del jabalí en espacios urbanos. Por un lado, la mayor parte de las noticias analizadas manifiesta una percepción negativa, destacando problemáticas como: accidentes de tráfico, ataques a viandantes o a sus mascotas, daños materiales, transmisión de enfermedades, miedo al encuentro con un ejemplar, falta de soluciones o medidas de gestión correctas y temor ante una sobrepoblación (Figura 4). En contraposición, encontramos un cierto número de noticias que denotan actitudes positivas, como la aceptación e incluso normalización de la presencia de estos animales en las zonas urbanas. Se trata de un sector de la población que no considera que esta especie entrañe peligro alguno para el ser humano, llegando incluso a alimentar a estos suidos en los espacios públicos de las ciudades. Los colectivos sociales que muestran una percepción positiva del fenómeno son, generalmente, aquellos que se manifiestan en defensa de los derechos de los animales y que se oponen al control cinético, así como a cualquier otra medida de gestión letal de esta especie. La tabla 2 recoge distintos titulares que ilustran la percepción y las problemáticas que se desprenden de la transgresión de este suido en ámbitos urbanos.

Figura 4. Temas principales identificados en el análisis de contenido

Fuente: elaboración propia.



La figura 5 muestra el número de referencias encontradas en los medios de comunicación analizados sobre cada uno de los temas previamente identificados. El número de noticias por tema no coincide con el número total de artículos de prensa analizados, ya que en una misma noticia pueden aparecer varios temas.

El simple avistamiento de jabalíes en ámbitos urbanos constituye el tema más recurrente en los medios analizados (presente en 376 noticias). Dado que se trata todavía de un fenómeno poco habitual e incluso atípico, los medios de comunicación se hacen eco del mero avistamiento de estos suidos en las ciudades. La segunda temática más frecuente se corresponde con las soluciones a este fenómeno; aparecen aquí diversas medidas de gestión que se han llevado a cabo con el fin de controlar la especie, tales como la actividad cinética, vallado, alimentación en lugares estratégicos, captura y muerte, captura y suelta, o métodos anticonceptivos (mencionadas en 243 noticias). En este sentido, algunas actuaciones de control de las poblaciones de jabalí en las ciudades están generando cierta polémica, pues no existe un consenso social en cuanto a la aplicación de medidas letales. La sobrepoblación de esta especie (citada en 175 noticias) es, asimismo, uno de los temas más mencionados en la

prensa. En muchas de estas noticias se habla también sobre las medidas que deben tomarse para paliar el problema.

Otros temas identificados en la prensa analizada son: los accidentes de tráfico que provoca esta especie en áreas urbanas y periurbanas (99 menciones); los daños materiales que ocasiona en el mobiliario urbano (jardines, contenedores, etc.) (58 referencias); el riesgo de transmisión de enfermedades (57 menciones) y los ataques a viandantes o a mascotas (29 menciones).

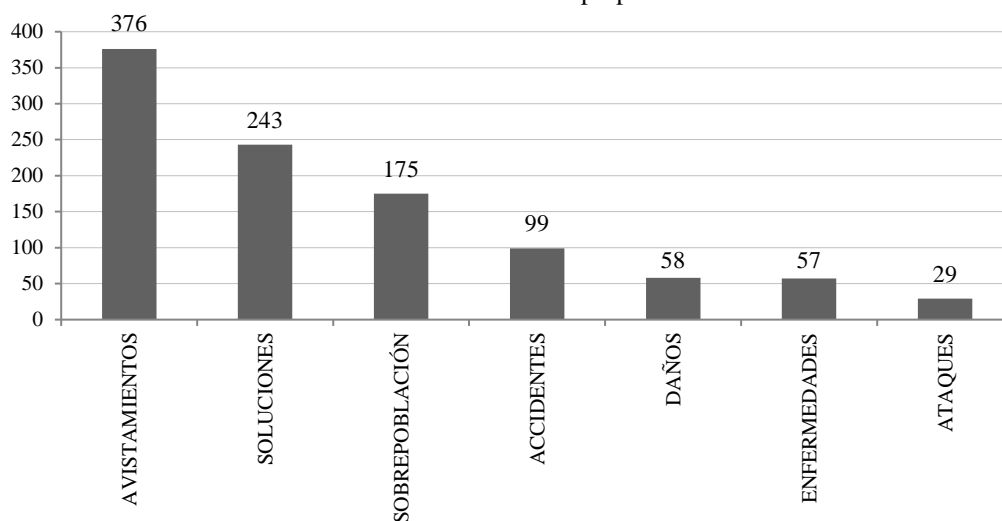
Tabla 2. Titulares de prensa online que reflejan la dimensión del problema

Fuente: elaboración propia.

Titular	Fuente	Fecha
Volunteers with crossbows embark on Madrid wild boar cull. Fiftyfive hunters aim to rid suburbs of thriving nuisance but animal rights groups say their method is inhumane.	THE GUARDIAN	23-05-2016
El jabalí irrumpe en los cascos urbanos de 80 localidades. <ul style="list-style-type: none"> • Los avistamientos de suidos en ciudades repuntan en 2015. • En algunos casos han provocado destrozos de mobiliario, ataques y accidentes de tráfico. 	20 MINUTOS	07-11-2016
La presencia de jabalíes en la ciudad «irá a más», advierten los expertos. Juan Herrero, de la Universidad de Zaragoza, incide en su «espectacular capacidad para adaptarse a cualquier ambiente»	EL COMERCIO	11-02-2017
Vacunan a jabalíes para frenar su fertilidad y controlar la sobrepoblación en Cataluña Los profesionales que impulsan el proyecto, pionero en España, creen que con el tratamiento puede bajar la necesidad de buscar alimentos y acudir a las zonas urbanas de estos mamíferos	ABC	27-04-2017
«El jabalí urbano puede atacar a una persona porque ya no le tiene miedo» Un guarda y experto en fauna, pionero en España en frenar la plaga de jabalí en Altea mediante la caza con arco.	LA VOZ DE ASTURIAS	20-02-2019

Figura 5. Contenido de las noticias analizadas sobre el jabalí urbano en España. Número de noticias por tema. Periodo analizado 2002-2019

Fuente: elaboración propia.



5. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En el presente trabajo se ha realizado una primera aproximación a la distribución del jabalí (*Sus scrofa*) en los hábitats urbanos españoles. El análisis de la prensa ha permitido conocer la recurrencia de este fenómeno en España a escala provincial. Así mismo, ha desvelado las múltiples -y en ocasiones contrapuestas- actitudes sociales y problemáticas que genera esta especie cuando transgrede los límites de la ciudad.

En relación con la metodología empleada, Bayés-Bruñol *et al.* (2003) consideran a la prensa como una fuente de información fundamental sobre las inquietudes sociales, económicas y ambientales de la población. En este sentido, su análisis se convierte en una herramienta esencial para la comprensión de las diferentes percepciones y actitudes hacia la presencia del jabalí en las ciudades. No obstante, debemos considerar también la existencia de ciertas limitaciones, como la subjetividad ligada a los datos extraídos o a las dificultades que supone la conversión de información cualitativa en cuantitativa (Serrano-Montes *et al.*, 2018). A ello se suma el hecho de que, en el caso concreto de nuestro estudio, algunos de los medios consultados no contaban con edición digital durante los primeros años del periodo de análisis, lo que podría influir en nuestros resultados.

La presencia de jabalíes en entornos urbanos no constituye un fenómeno exclusivo de las ciudades españolas. Como señalan Cahill *et al.* (2012), hasta el año 2010, por lo menos 44 ciudades de 15 países diferentes, habían registrado problemas de algún tipo relacionados con la presencia de jabalíes o de cerdos asilvestrados. En el caso de Europa, un rastreo por la prensa nacional e internacional pone de manifiesto una problemática similar en distintas ciudades francesas, portuguesas, británicas, alemanas o italianas durante los últimos años. Este suido, cada vez más acostumbrado a la presencia humana, se está convirtiendo en una especie habitual de numerosos paisajes urbanos.

En la línea de nuestros resultados, el trabajo llevado a cabo por Conejero *et al.* (2019) sobre la percepción ciudadana del jabalí en el área urbana de La Floresta (Barcelona), confirma la disparidad de actitudes sociales hacia este suido, así como las dificultades de gestión de la especie que de ello se derivan. En el citado estudio, un 16% de los encuestados se mostraba dispuesto a convivir con los jabalíes en las condiciones actuales. Estos autores observaron, además, que aquellos ciudadanos con unas percepciones más positivas solían alimentar a los jabalíes, contribuyendo así a reforzar el fenómeno.

De cara a una efectiva planificación democrática del paisaje, la diversidad de agentes sociales implicados en la gestión del jabalí urbano (ciudadanos, cazadores, animalistas, etc.) hace realmente compleja la solución de las problemáticas generadas por esta nueva especie integrante de la fauna urbana. Los enfoques teórico-conceptuales y metodológicos, tanto de la biogeografía como de la geografía de los animales, podrían ser de gran utilidad en el estudio y gestión de las transgresiones de este suido. Así mismo, las experiencias desarrolladas en otros países pueden servir de ejemplo e inspiración para el diseño de estrategias de control del jabalí en las ciudades españolas. Alemania cuenta ya con una dilatada tradición en el manejo de esta especie en ciudades como Berlín (Stillfried *et al.*, 2017). Así mismo, la gestión y resolución de esta problemática en las Islas Británicas podría brindar algunas ideas extrapolables al caso español. Un buen ejemplo lo encontramos en las actividades desarrolladas por la organización británica “*The boaring Truth*” (<https://theboaringtruth.org/>) para mitigar los conflictos sociales generados por esta especie.

En la actualidad, el jabalí en los paisajes urbanos se considera, por una amplia mayoría ciudadana, como una especie transgresora, que se encuentra “fuera de lugar” y que es generadora de conflictos. No obstante, su presencia cada vez más habitual en este tipo de

paisajes, la oposición al control letal de esta especie y la creciente sensibilidad social en relación con el bienestar y los derechos de los animales, suscitan la discusión ya iniciada por algunos geógrafos en las décadas precedentes (Wolch, 2000), sobre si las ciudades son áreas reservadas única y exclusivamente para la especie humana o, si por el contrario, deberían ser lugares más-que-humanos (*more-than-human places*), donde podrían convivir animales y humanos.

REFERENCIAS

- Bayés-Bruñol, C.; Ribas-Palom, A.; Saurí-Pujol, D. (2003). Sequías y prensa regional en la cuenca del río Muga (Girona). *Geographicalia*, 44: 123-144.
- Bosch, J.; Peris, S.; Fonseca, C.; Martínez, M.; De la Torre, A.; Iglesias, I.; Muñoz, M.J. (2012). Distribution, abundance and density of the wild boar on the Iberian Peninsula, based on the CORINE program and hunting statistics. *Folia zoologica*, 61(2): 138-151.
- Buller, H. (2014). Reconfiguring wild spaces. The porous boundaries of wild animal geographies. En: Marvin, G.; Mchugh, S. (Eds.). *Routledge Handbook of Human-Animal Studies*. Routledge: 233-245.
- Cahill, S.; Llimona, F.; Cabañeros, L.; Calomardo, F. (2012). Characteristics of wild boar (*Sus scrofa*) habituation to urban areas in the Collserola Natural Park (Barcelona) and comparison with other locations. *Animal Biodiversity and Conservation*, 35(2): 221-233.
- Castillo-Contreras, R.; Carvalho, J.; Serrano, E.; Mentaberre, G.; Fernández-Aguilar, X.; Colom, A.; López-Olvera, J.R. (2018). Urban wild boars prefer fragmented areas with food resources near natural corridors. *Science of the Total Environment*, 615: 282-288.
- Conejero, C.; Castillo-Contreras, R.; González-Crespo, C.; Serrano, E.; Mentaberre, G.; Lavín, S.; López-Olvera, J.R. (2019). Past experiences drive citizen perception of wild boar in urban areas. *Mammalian Biology*, 96: 68-72.
- García-Hernández, C.; Ruiz-Fernández, J.; David Gallinar, D. (2016). Los efectos de las grandes nevadas históricas sobre la fauna en Asturias a través de la prensa. En: Gómez Zotano, J.; Arias García, J.; Olmedo Cobo, J.A.; Serrano Montes, J.L. (Eds.). *Avances en biogeografía. Áreas de distribución: entre puentes y barreras*. Granada: Universidad de Granada: 418-427.
- Gullo, A.; Lassiter, U.; Wolch, J. (1998). The Cougar's Tale. Wolch, J.R.; Emel, J. (Eds.). *Animal geographies: Place, politics, and identity in the nature-culture borderlands*. Verso: 139-161.
- Louza, A.C. (2007). The Sharing of Urban Areas by Man and Animals. En: Pereira, M.S. (Ed). *A Portrait of State-of-the-Art Research at the Technical University of Lisbon*. Dordrecht: Springer: 479-488.
- Piñuel-Raigada, J. L. (2002). Epistemología, metodología y técnicas de análisis de contenido. *Estudios de Sociolingüística*, 3(1): 1-42.
- Pozo, D. (2016). El jabalí irrumpe en los cascos urbanos de 80 localidades. *20 minutos*. <https://www.20minutos.es/noticia/2879377/0/jabali-irrumpe-cascos-urbanos-ochenta-localidades/>
- Philo, C. (1995). Animals, geography and the city: notes on inclusions and exclusions. *Environment and Planning D: Society and Space*, 13: 655-81.
- Tack, J. (2018). Wild Boar (*Sus scrofa*) populations in Europe: a scientific review of population trends and implications for management. *European Landowners' Organization, Brussels*.
- Tellería, J.L.; Carlos, S.R. (1985). L'évolution démographique du sanglier (*Sus scrofa*) en Espagne. *Mammalia*, 49(2): 195-202.
- Rubio Recio, J.M. (1995). Ambiente urbano y fauna beneficiada por el mismo. *Anales de geografía de la Universidad Complutense*, 15: 619-624.
- Sánchez, E. (2018). El jabalí, una plaga con riesgos para el ser humano. *El País*. https://elpais.com/sociedad/2018/12/06/actualidad/1544083779_934598.html
- Sanz, B. (2000). Mamíferos urbanos en Zaragoza. *Galemys*, 12(1): 55-57.



- Serrano-Montes, J.L.; Olmedo-Cobo, J.A.; Gómez-Zotano, J.; Martínez-Ibarra, E. (2018). *Dactylopius opuntiae* vs. *Opuntia ficus-indica* in Spain: Spatial and temporal analysis and landscape impact evaluation through on-line media. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 38(1): 195-217.
- Serrano-Montes, J.L.; Caballero Calvo, A. (2019). La geografía de los animales: oportunidades y desafíos de un nuevo enfoque para el estudio geográfico de las relaciones entre el ser humano y los animales. *Investigaciones Geográficas UNAM*, 99.
- Stillfried, M.; Fickel, J.; Börner, K.; Wittstatt, U.; Heddergott, M.; Ortmann, S.; Frantz, A.C. (2017). Do cities represent sources, sinks or isolated islands for urban wild boar population structure? *Journal of Applied Ecology*, 54(1): 272-281.
- Wolch, J. (2002). Anima Urbis. *Progress in Human Geography*, 26(6): 721-742.

CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD
XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía
Santander (Cantabria), 22-25 junio de 2020



EJE TEMÁTICO IV

**Evolución del paisaje:
paleoambientes
y dinámicas actuales**

DINÁMICA DE LOS BOSQUES DE SIERRA NEVADA (SUR DE LA PENÍNSULA IBÉRICA) A LO LARGO DEL HOLOCENO RECIENTE

Daniel Abel-Schaad¹, Francisca Alba-Sánchez¹, Sebastián Pérez-Díaz², Silvia Sabariego-Ruiz³, Reyes Luelmo-Lautenschlaeger^{4,5}, Antonio González-Hernández¹ y José Antonio López-Sáez⁴

¹ Dpto. Botánica, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada. dabels@ugr.es; falba@ugr.es; aglezhdez@gmail.com

² Dpto. Geografía, Urbanismo y O.T., Universidad de Cantabria. sebastian.perezdiaz@unican.es

³ Dpto. Biología Vegetal I, Universidad Complutense de Madrid. ssabarie@ucm.es
Instituto de Historia, CSIC. joseantonio.lopez@cchs.csic.es

⁴ Dpto. Geografía, Universidad Autónoma de Madrid. reyes.luelmo@gmail.com

RESUMEN

Sierra Nevada (Sierras Béticas, Sur de la península ibérica) está considerada como uno de los principales centros de diversidad vegetal de la Región Mediterránea occidental. Entre sus especies forestales más significativas se encuentran *Pinus sylvestris* y *Quercus pyrenaica*, que presentan áreas muy reducidas en la actualidad. En este trabajo tratamos de comparar la historia de los bosques a lo largo del Holoceno Reciente, centrándonos en la dinámica de las poblaciones relictas antes citadas (*P. sylvestris* y *Q. pyrenaica*). Para ello, se presentan dos secuencias de polen fósil de alta resolución: Cáñar (~2000 años cal BP), situado a 1.593 m s.n.m. en la cara sur de Sierra Nevada, y Dehesa del Camarate (~5400 años cal BP), a 1.965 m s.n.m. en la vertiente norte. El primero de los registros muestra que la agricultura ha supuesto la principal actividad antrópica en este lado del macizo, mientras que el segundo registro parece indicar una orientación más clara hacia la ganadería.

Con respecto a las poblaciones vegetales objeto de estudio, los resultados preliminares en Cádiz sugieren que las actividades humanas, junto con la estacionalidad del clima y la creciente aridez, han propiciado la expansión de *Quercus pyrenaica* en las laderas meridionales de Sierra Nevada, a partir de ~700 cal BP. En la cara norte, los resultados parecen indicar que las poblaciones naturales de *Pinus sylvestris* se han mantenido en zonas altas de las sierras cercanas hasta períodos relativamente recientes, a pesar de haber sufrido un serio declive a partir de ~5000 cal BP.

Palabras clave: Sierras Béticas, *Pinus sylvestris*, *Quercus pyrenaica*, paleopalinología.

ABSTRACT

Sierra Nevada (Baetic Ranges, Southern Iberian Peninsula) is considered as one of the main centers of plant diversity within the western Mediterranean Region. Among their most significant forest species, *Pinus sylvestris* and *Quercus pyrenaica* show very limited natural ranges at present. In this work we attempt to compare the Late Holocene history of the forests of Sierra Nevada, focusing on the dynamics of these relict populations (*P. sylvestris* and *Q. pyrenaica*).

To this aim, we present two new high-resolution fossil-pollen sequences: Cádiz (~2000 years cal BP), located at 1,593 m a.s.l. on the southern slope of Sierra Nevada, and Dehesa del

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Abel-Schaad, D.; Alba-Sánchez, F.; Pérez Díaz, S.; Sabariego-Ruiz, S.; Luelmo-Lautenschlaeger, R.; González-Hernández, A.; López-Sáez, J.A. (2020). Dinámica de los bosques de Sierra Nevada (sur de la Península Ibérica) a lo largo del Holoceno reciente. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 427-437.

Camarate (~5400 years cal BP), at 1,965 m a.s.l. on the northern one. The former shows that agriculture has been the main human activity at this side of the range, while the latter seems to indicate mostly an orientation to livestock husbandry.

Regarding populations under study, preliminary results in Caña suggest that human activities, together with climate seasonality and increasing aridity, have promoted the spread of *Quercus pyrenaica* populations on the southern slopes of Sierra Nevada, from ~700 cal BP onwards. Additionally, on the northern slopes, results show that natural populations of *Pinus sylvestris* have remained in high-altitude areas of nearby ranges until relatively recent periods, despite the dramatic decline undergone from ~5000 cal BP onwards.

Keywords: Baetic Ranges, *Pinus sylvestris*, *Quercus pyrenaica*, paleopalynology.

1. INTRODUCCIÓN

Los estudios paleoecológicos proporcionan una perspectiva temporal esencial a la hora de explicar la situación actual de las comunidades vegetales, así como los factores que han permitido su persistencia, fragmentación e incluso extinciones de carácter local (Cheddadi *et al.*, 2009; Carrión *et al.*, 2010a; Magri *et al.*, 2017; Abel-Schaad *et al.*, 2018; Alba-Sánchez *et al.*, 2019). Por otra parte, los sistemas montañosos han jugado un papel fundamental para la supervivencia de las especies forestales en los momentos más críticos del Cuaternario gracias, sobre todo, a su enorme heterogeneidad de hábitats (Jump *et al.*, 2009; Pérez Obiol *et al.*, 2011). En este sentido, las montañas mediterráneas constituyen el marco más adecuado para explorar las relaciones entre las tendencias climáticas y las actividades humanas a diferentes escalas temporales (Roberts *et al.*, 2011).

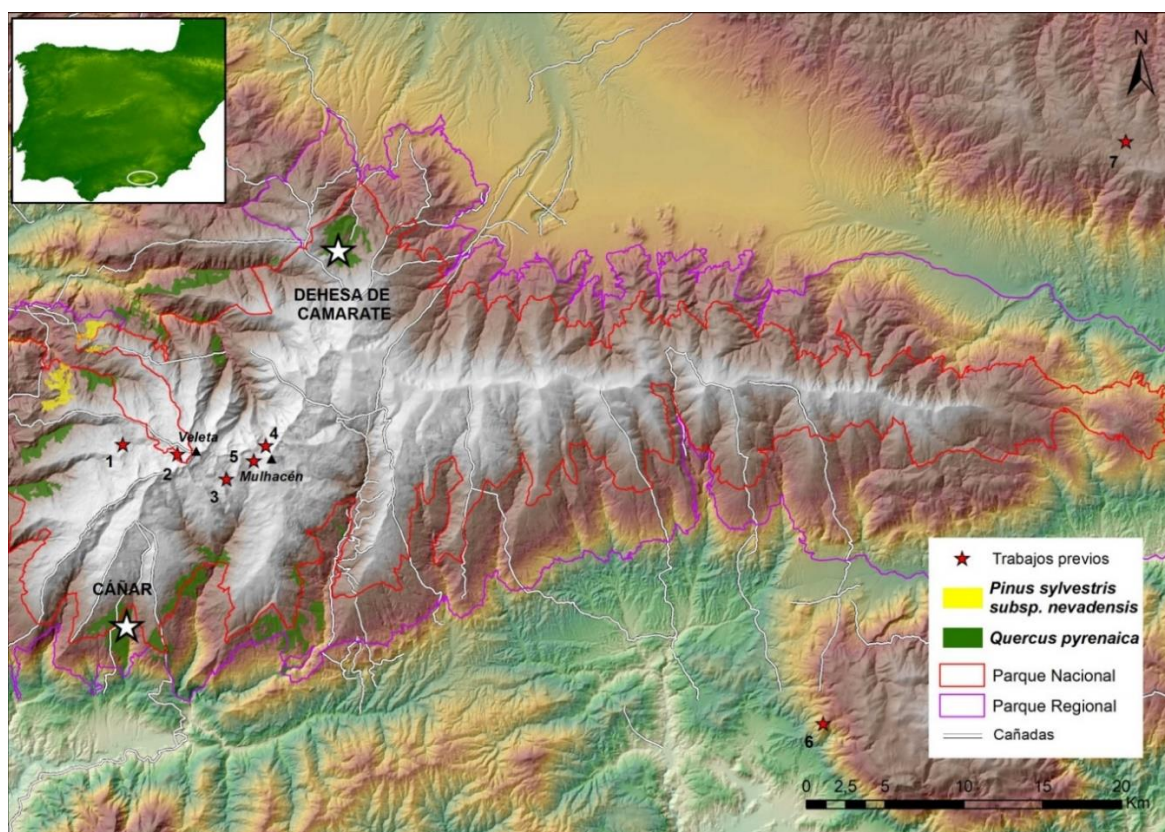
Sierra Nevada es la cadena montañosa más meridional del continente europeo y uno de los relieves más altos de Europa tras los Alpes (Olivares, 2011). Presenta una extensión aproximada de 2.100 km², una orografía y litología muy complejas, y se sitúa a más de 700 km de otras grandes cadenas montañosas, lo que le confiere un gran aislamiento geográfico (Benito *et al.*, 2011). Estas características, unidas a su gran elevación, proximidad a África y amplitud de los gradientes ecológicos, además de su papel como refugio durante los periodos desfavorables de los últimos millones de años (Alba *et al.*, 2019), han contribuido a la diferenciación de más de 100 especies endémicas (Lorite *et al.*, 2019) para un total que supera las 2.000 plantas vasculares, lo que convierte a esta cordillera en el centro de diversidad vegetal más importante de la Región Mediterránea occidental (Blanca y López, 2002; Dionisio *et al.*, 2012; Blanca *et al.*, 2019). Otras llamativas singularidades de este macizo montañoso son el carácter silíceo de su núcleo central, formado principalmente por micaesquistos, la cercanía al mar y la ausencia de valles de conexión entre sus dos vertientes (Olivares, 2011; Blanca *et al.*, 2019).

Sierra Nevada alberga algunos bosques relictos de sumo interés, entre los que cabe destacar las formaciones de *Pinus sylvestris* subsp. *nevadensis* y los melojares de *Quercus pyrenaica*, ambas especies consideradas amenazadas (Blanca y López, 2002; Ruiz de la Torre, 2006).

Pinus sylvestris es la especie de pino más extendida en el mundo, con una amplia distribución en Europa y Asia (Costa *et al.*, 1997). Hacia el sur de su área va haciéndose cada vez más raro, especialmente en la Región Mediterránea, donde sus poblaciones naturales fueron quedando aisladas en las cadenas montañosas, de tal modo que se han originado hasta 5 variedades en la península ibérica, una de las cuales, *P. sylvestris* subsp. *nevadensis*, ha

permanecido hasta nuestros días en la Sierra de Baza y en Sierra Nevada (Ruiz de la Torre, 2006; Olmedo-Cobo *et al.*, 2017). En esta última, sus poblaciones (Mapa 1) se sitúan orientadas al norte en la cuenca del río Monachil entre 1.600 y 2.000 m, constituyendo el límite de la vegetación arbórea, sobre sustratos calcáreos (Blanca y López, 2002; Olmedo-Cobo *et al.*, 2017), acompañadas, sobre todo de sabinas (*Juniperus sabina*) y enebros rastreros (*J. communis* subsp. *hemisphaerica*).

Mapa 1. Situación de los depósitos analizados (estrellas blancas), bosques relictos de *Pinus sylvestris* y *Quercus pyrenaica* en Sierra Nevada



Localización de otros depósitos citados en el texto:

1. Laguna de la Mula (Jiménez-Moreno *et al.*, 2013);
2. Borreguiles de la Virgen (Jiménez Moreno y Anderson, 2012);
3. Laguna de Río Seco (Anderson *et al.*, 2011);
4. Laguna de la Mosca (Manzano *et al.*, 2019);
5. Borreguil de la Caldera (Ramos-Román *et al.*, 2016);
6. Sierra de Gádor (Carrión *et al.*, 2003);
7. Sierra de Baza (Carrión *et al.*, 2007)

Quercus pyrenaica se distribuye a lo largo de la Región Mediterránea occidental, sobre sustratos silíceos entre 400 y 1.600 m de altitud, especialmente en la península ibérica, aunque también en el sur y oeste de Francia y en el norte de Marruecos. Por lo tanto, es una especie típicamente mediterránea, aunque relativamente mesófila, que requiere unos 600 mm anuales de precipitación. De hecho, su presencia disminuye hacia el límite meridional de su área, donde se refugia en sistemas montañosos (Costa *et al.*, 1997; Gavilán *et al.*, 2007; Lorite *et al.*, 2008). Tal es el caso de Sierra Nevada, donde llega a alcanzar los 2.000 m de altitud, en

formaciones que se consideran muy singulares (Martínez y Molero, 1982; Benito *et al.*, 2011; Zamora *et al.*, 2015), distribuidas en pocas poblaciones (Mapa 1) que ocupan cerca de 2.000 ha (Benito *et al.*, 2011; Dionisio *et al.*, 2012). En general, se trata de formaciones casi monoespecíficas de *Q. pyrenaica*, más densas en la vertiente sur, donde las nieblas favorecen su desarrollo, y en rodales más abiertos en la cara norte, donde se refugian en barrancos y lugares más húmedos (Blanca y López, 2002; Zamora *et al.*, 2015).

En este trabajo se presentan dos registros situados en cada una de las vertientes del núcleo central de Sierra Nevada, Cáñar (1.593 m s.n.m.) al sur y Dehesa del Camarate (1.965 m s.n.m.) al norte, que nos servirán para analizar la dinámica de las poblaciones de estas dos especies en Sierra Nevada a lo largo del Holoceno Reciente.

2. ÁREA DE ESTUDIO

El depósito de Dehesa del Camarate se localiza a 1.965 m s.n.m., en la vertiente norte de Sierra Nevada, en el término municipal de Lugros (Granada), mientras que el depósito de Cáñar se encuentra a 1.593 m s.n.m. en la vertiente Sur, en el municipio del mismo nombre (Mapa 1). Ambos registros son los primeros que se estudian fuera del entorno de las altas cumbres del Veleta y Mulhacén y, en el caso de Cáñar, es el primero que se analiza en la fachada Sur de Sierra Nevada.

Ambos depósitos se sitúan sobre el núcleo central de Sierra Nevada, formado por materiales silíceos, concretamente por micaesquistos y cuarcitas (Blanca y López, 2002; Olivares, 2011). El clima es dispar entre ambas vertientes. La Dehesa del Camarate (Estación Albergue Universitario a 2.507 m s.n.m.) recibe precipitaciones (~700 mm) menores que las zonas altas alpujarreñas de Cáñar (718 mm; Estación de Sopotújar a 1.700 m s.n.m.), a pesar de hallarse a mucha mayor altitud. Las temperaturas son menores en la Dehesa del Camarate (12,8°C; Estación de Lugros a 1.250 m s.n.m./ 4,4°C; Estación Albergue Universitario a 2.507 m s.n.m.) que en Cáñar (13,3°C; Estación de Sopotújar a 1.700 m s.n.m.).

La vegetación en el área de sondeo de la Dehesa del Camarate corresponde a un pastizal húmedo de alta montaña (borreguil) dominado por gramíneas (*Nardus stricta*, *Festuca iberica*), ciperáceas (*Carex nigra*, *C.echinata*, *Cyperus longus*, *Eleocharis palustris*) y juncáceas (*Juncus articulatus*, *J. effusus*).

En el caso de Cáñar, encontramos en el pastizal ciperáceas como *Carex camposii*, *Cyperus longus* y *Scirpus holoschoenus*, juncáceas (*Juncus effusus*, *J. conglomeratus*), gramíneas (*Holcus lanatus*, *Anthoxanthum odoratum*, *Poa trivialis*) y leguminosas (*Lotus uliginosus*, *Trifolium pratense*). El sondeo se realizó en el robledal de Cáñar, que ocupa aproximadamente unas 170 ha con estructura de monte bajo (Valbuena-Carabaña y Gil, 2014).

3. METODOLOGÍA

3.1. Dehesa del Camarate

Se extrajo un testigo de 112 cm mediante una sonda rusa, el cual se ha dividido en muestras de 2 cm de grosor para sus posteriores análisis.

Se han realizado un total de 5 dataciones radiocarbónicas en el Laboratorio de Poznań (Polonia), que cubren más de 4700 años. Las calibraciones (Stuiver *et al.*, 2019) se han elaborado con un intervalo de confianza del 95% (2 σ).

El tratamiento de las muestras para el análisis polínico se hizo mediante el denominado método clásico (Faegry y Iversen, 1989), utilizando licor de Thoulet para la separación densimétrica de microfósiles polínicos y no polínicos (Goeury y de Beaulieu, 1979). La concentración polínica se ha estimado añadiendo una tableta de *Lycopodium* a cada muestra (Stockmarr, 1971). El procesado de datos y la representación gráfica se ha llevado a cabo con la ayuda de los programas Tilia y TGView (Grimm 1992, 2004). Se muestra un diagrama resumido preparado para los objetivos de este estudio, donde aparecen, junto a los taxones seleccionados, una agrupación de diversos tipos polínicos denominada Comunidades Nitrófilas, que incluye: *Anthemis*, *Aster*, *Boraginaceae*, *Cardueae*, *Centaurea cyanus*, *C. nigra*, *Cichorioideae*, *Erodium*, *Galium*, *Geranium* y *Malva sylvestris*; otro grupo de microfósiles no polínicos denominado Hongos Coprófilos, que incluye los tipos: HdV-1, HdV-112, HdV-113, HdV-368, HdV-55, HdV-55C y HdV-7A (Miola, 2012) y otra figura con la evolución de la tasa de acumulación de microcarbones (CHAR) mayores de 100 μm , calculados y clasificados en las mismas láminas de polen (Tinner y Hu, 2003; Finsinger y Tinner, 2005).

3.2. Caña

Se extrajo un testigo de 64 cm mediante una sonda rusa, el cual se ha dividido en muestras de 2 cm de grosor para sus posteriores análisis.

Se han realizado un total de 4 dataciones radiocarbónicas en el Laboratorio de Poznań (Polonia), que cubren cerca de 2000 años. Las calibraciones (Stuiver *et al.*, 2019) se han realizado con un intervalo de confianza del 95% (2σ).

El tratamiento de las muestras para el análisis polínico y el procesado de los datos se ha realizado del mismo modo que para el registro de Dehesa del Camarate Al igual que en el caso anterior, se muestra un diagrama resumido preparado para los objetivos de este estudio, con la diferencia de que, en lugar de incluir sólo el tipo polínico *Cerealia*, se ha agrupado éste con el tipo *Secale cereale*, en un nuevo epígrafe denominado Cultivos de Cereal.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

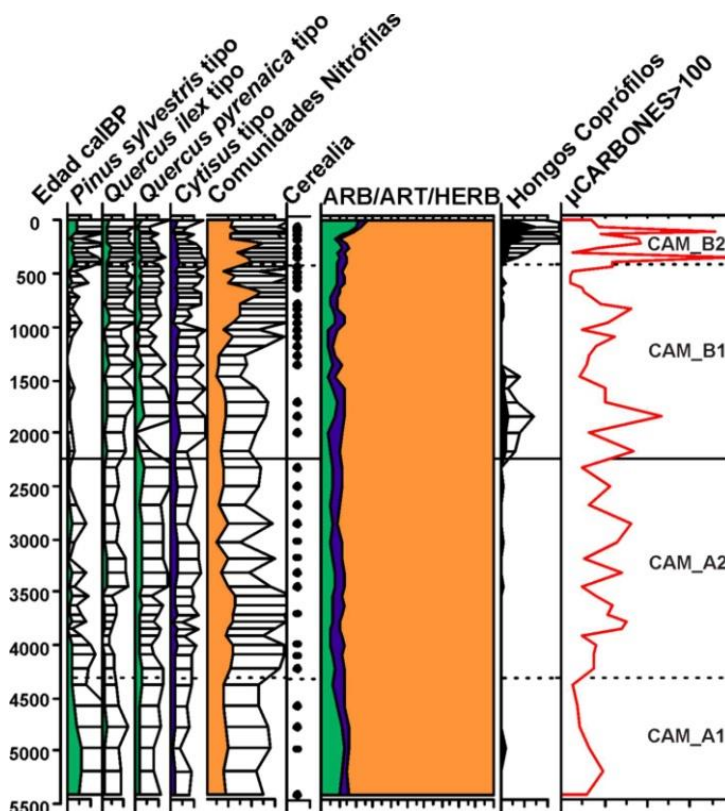
4.1. La evolución de los pinares relictos de *Pinus sylvestris* en Sierra Nevada a partir del registro de la Dehesa de Camarate

En la actualidad no encontramos *Pinus sylvestris* en la Dehesa del Camarate. Sin embargo, el diagrama polínico (Figura 1) muestra una pequeña, aunque significativa presencia, especialmente en la base y en la parte más superficial del testigo. El máximo porcentaje (6%) se alcanza hacia 5000 cal BP, fecha en la que podríamos confirmar su presencia en zonas muy próximas a la del sondeo. Como se puede apreciar, el paisaje vegetal del área en esa época estaba dominado ampliamente por los pastizales a esta altitud, con una escasa proporción de vegetación leñosa, probablemente más abundante a menor altitud.

En la siguiente subzona (~4300-2200 cal BP) la curva de *P. sylvestris* sufre notables oscilaciones, pero nunca sobrepasa el 2%, mostrando una tendencia descendente, aunque denota su persistencia en áreas no muy lejanas. Es en la siguiente subzona (~2200-480 cal BP) donde alcanza sus mínimos, desapareciendo prácticamente entre 2200 y 1100 cal BP, para recuperarse muy levemente hacia el final. En la zona más superficial (~480 cal BP-presente) se mantiene en torno al 3-4% desde el principio, quizá mostrando un ascenso inicial del límite

altitudinal de los pinares, y un marcado crecimiento final, posiblemente relacionado con las plantaciones en décadas recientes.

Figura 1. Diagrama resumido de Dehesa del Camarate



Una comparativa (Figura 2) con el resto de depósitos de la zona (Mapa 1) en los que aparece *P. sylvestris* muestra una dinámica similar, lo que se ha relacionado, en general, con un proceso de aridificación más o menos continuo desde ~7000 cal BP, tras un Holoceno Inicial de carácter más húmedo (Anderson *et al.*, 2011; Jiménez-Espejo *et al.*, 2014).

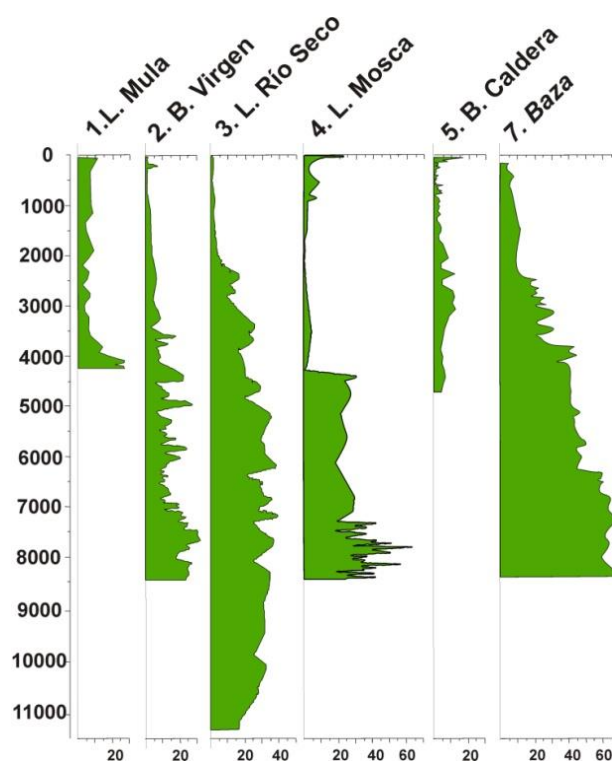
Sin embargo, un análisis más detallado del diagrama polínico de Dehesa del Camarate (Figura 1) nos muestra que, prácticamente desde el inicio de la secuencia, las actividades humanas han dejado su huella sobre el paisaje, aumentando su intensidad de forma paralela al declive de los pinares en el área. Especialmente intensos han sido el fuego y la ganadería, cuyos máximos (Coprófilos y Carbones) coinciden con los mínimos de *P. sylvestris*, que sólo se recupera en las muestras finales. Estas circunstancias dibujan un escenario más influido por el impacto humano, a pesar de la gran altitud del área (Carrión *et al.*, 2010b).

4.2. La evolución de los robledales relictos de *Quercus pyrenaica* en Sierra Nevada a partir del registro de Cáñar

El diagrama polínico (Figura 3) muestra niveles prácticamente nulos de *Quercus pyrenaica* (y del resto de especies arbóreas) en las dos subzonas más profundas. Por el contrario, en estas se aprecia una gran proporción de herbáceas, entre las que destaca la significativa presencia de Comunidades Nitrófilas y de Cultivos de Cereal, evidenciando una notable presión de las actividades agrícolas sobre el paisaje. A partir de ~700 cal BP, se produce un

marcado aumento del porcentaje (6%) de *Q. pyrenaica*, que llega a alcanzar el 16% en la subzona más superficial. Este incremento parece producirse a causa del ascenso de los melojares en altitud como respuesta a unas condiciones climáticas más cálidas y secas. La comparativa (Figura 4) con otros depósitos de la zona (Mapa 1) muestra, en general, una mínima presencia de esta especie en los dos últimos milenios, a excepción del Borreguil de la Caldera (Ramos-Román *et al.*, 2016), que presenta una dinámica parecida a Caña, aunque con una presencia menor, debido probablemente a la mayor altitud de este depósito (2.992 m s.n.m.).

Figura 2. *Pinus sylvestris* en Sierra Nevada



Un análisis más detallado del diagrama polínico (Figura 3) nos revela un importante cambio en el uso del suelo previo a la expansión de los melojares. Justo en el paso de la subzona CAÑ_A2 a la CAÑ_B1 se reducen los porcentajes de cultivos de cereal y aumentan considerablemente los niveles de hongos coprófilos y de carbones.

Esta reducción de la actividad agrícola y el nuevo uso ganadero del territorio, asociado al fuego para el control del matorral, la habrían beneficiado, facilitando su regeneración mediante el rebrote, una ventaja selectiva frente a otras especies leñosas (Valbuena-Carabaña y Gil, 2014).

A partir de ~400 cal BP, el incremento de la humedad que caracterizó la instalación de la Pequeña Edad del Hielo habría favorecido su expansión, así como el progresivo abandono de las actividades agrícolas.

Finalmente, el reciente incremento de la aridez de las últimas décadas y la disminución de la actividad ganadera habrían permitido una notable y reciente extensión.

Figura 3. Diagrama resumido de Cañar

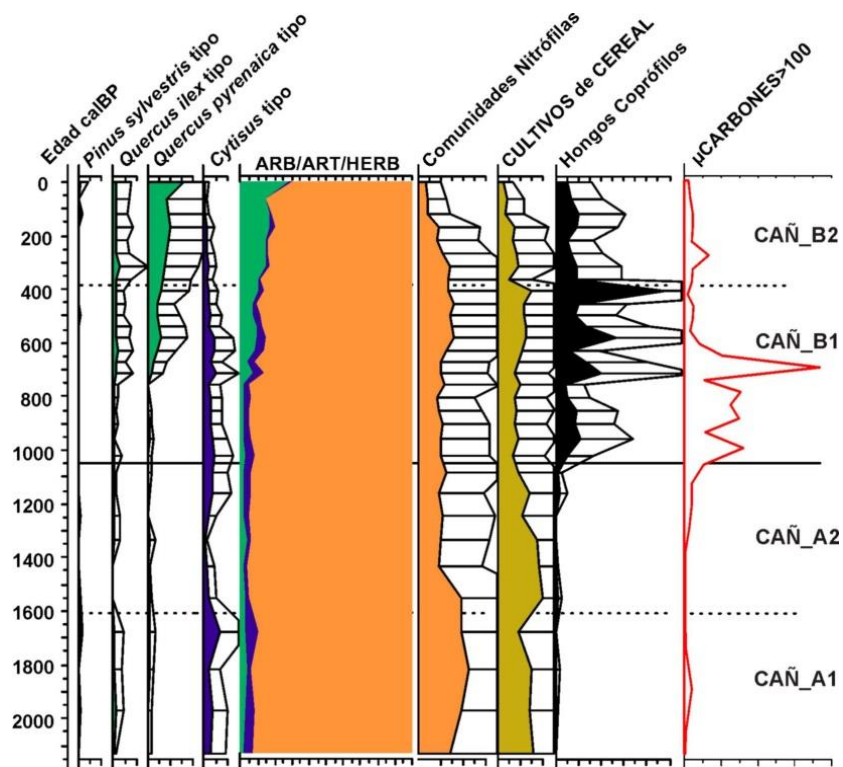
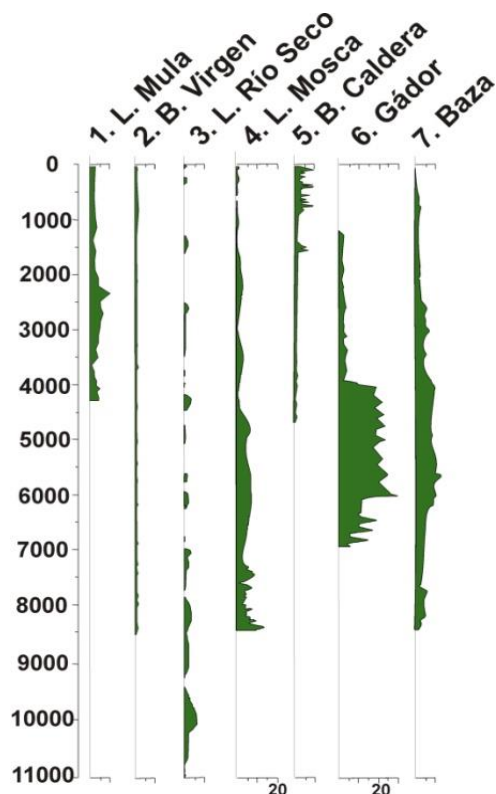


Figura 4. *Quercus pyrenaica* en Sierra Nevada



5. CONCLUSIONES

Sierra Nevada constituye un macizo montañoso con una gran diversidad vegetal, para cuyo estudio los análisis paleoecológicos constituyen una herramienta esencial.

Los bosques relictos de *Pinus sylvestris* subsp. *nivadensis* de Sierra Nevada, han sufrido un marcado declive en los últimos 5000 años. A la creciente aridez climática se debe añadir la presión antrópica como factor causante de su retroceso y limitante de su regeneración.

Los robledales de *Quercus pyrenaica* de Sierra Nevada presentan características muy singulares y claras diferencias entre ambas vertientes. Su relativamente reciente expansión en la ladera Sur, confirmada en el robledal de Cáñar, debe atribuirse en mayor medida a los cambios en el uso del suelo durante los últimos 7 siglos, que a posibles procesos de migración altitudinal causados por el incremento de la aridez.

Agradecimientos

Este trabajo está financiado por el Programa Estatal de I+D+i Orientada a los Retos de la Sociedad, en el marco del Plan Estatal de Investigación Científica y Técnica y de Innovación (Agencia Estatal de Investigación del MCIU), Proyecto RTI2018-101714-B-I00 "Refugios interglaciales en áreas montañosas del Mediterráneo Occidental. Implicaciones para la conservación de los bosques montanos de coníferas". RLL es beneficiaria de un contrato predoctoral (Ministerio de Educación, Cultura y Deporte), FPU16/00676.

REFERENCIAS

- Abel-Schaad, D.; Iriarte, E.; López-Sáez, J.A.; Pérez-Díaz, S.; Sabariego Ruiz, S.; Cheddadi, R.; Alba-Sánchez, F. (2018). Are *Cedrus atlantica* forests in the Rif Mountains of Morocco heading towards local extinction? *Holocene*, 28(6): 1023-1037.
- Alba-Sánchez, F.; González-Hernández, A.; López-Sáez, J.A. (2019). Historia biogeográfica de la flora de Sierra Nevada. En: Peñas, J. y Lorite, J. (Eds.). *Biología de la Conservación de Plantas en Sierra Nevada. Principios y Retos para su Preservación*. Granada: Universidad de Granada: 63-75.
- Alba-Sánchez, F.; López-Sáez, J.A.; Abel-Schaad, D.; Sabariego Ruiz, S.; Pérez-Díaz, S.; González-Hernández, A.; Linares, J.C. (2019). The impact of climate and land-use changes on the most southerly fir forests (*Abies pinsapo*) in Europe. *Holocene*, 29(7): 1176-1188.
- Anderson, R.S.; Jiménez-Moreno, G.; Carrión, J.S.; Pérez-Martínez, C. (2011). Postglacial history of alpine vegetation, fire, and climate from Laguna de Río Seco, Sierra Nevada, southern Spain. *Quaternary Sci. Rev.*, 30(13-14): 1615-1629.
- Benito, B.; Lorite, J.; Peñas, J. (2011). Simulating potential effects of climatic warming on altitudinal patterns of key species in Mediterranean-alpine ecosystems. *Climatic Change*, 108(3): 471-483.
- Blanca López, G.; López Onieva, M.R. (2002). *Flora amenazada y endémica de Sierra Nevada*. Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente.
- Blanca, G.; Cueto, M.; Romero, M.T. (2019). Rareza y endemidad en la flora vascular de Sierra Nevada. En: Peñas, J. y Lorite, J. (Eds.). *Biología de la Conservación de Plantas en Sierra Nevada. Principios y Retos para su Preservación*. Granada: Universidad de Granada: 113-128.
- Carrión, J.S.; Fernández, S.; González-Sampériz, P.; Gil-Romera, G.; Badal, E.; Carrión-Marco, Y.; López-Merino, L.; López-Sáez, J.A.; Fierro, E.; Burjachs, F. (2010a). Expected trends and surprises in the Lateglacial and Holocene vegetation history of the Iberian Peninsula and Balearic Islands. *Rev. Palaeobot. Palyno.*, 162(3): 458-475.
- Carrión, J.S.; Fernández, S.; Jiménez-Moreno, G.; Fauquette, S.; Gil-Romera, G.; González-Sampériz, P.; Finlayson, C. (2010b). The historical origins of aridity and vegetation degradation in southeastern Spain. *J. Arid Environ.*, 74(7): 731-736.

- Carrión, J.S.; Fuentes, N.; González-Sampériz, P.; Quirante, L.S.; Finlayson, J.C.; Fernández, S.; Andrade, A. (2007). Holocene environmental change in a montane region of southern Europe with a long history of human settlement. *Quaternary Sci. Rev.*, 26(11-12): 1455-1475.
- Carrión, J. S.; Sánchez-Gómez, P.; Mota, J. F.; Yll, R.; Chaín, C. (2003). Holocene vegetation dynamics, fire and grazing in the Sierra de Gádor, southern Spain. *Holocene*, 13(6): 839-849.
- Cheddadi, R.; Fady, B.; François, L.; Hajar, L.; Suc, J.P.; Huang, K.; Demarteau, N.; Vendramin, G.G.; Ortu, E. (2009) Putative glacial refugia of *Cedrus atlantica* deduced from Quaternary pollen records and modern genetic diversity. *J. Biogeog.*, 36(7): 1361-1371.
- Costa Tenorio, M.; Morla Juaristi, C.; Sainz Ollero, H. (Eds.) (1997). *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Barcelona: Planeta.
- Dionisio, M.A.; Alcaraz-Segura, D.; Cabello, J. (2012). Satellite-based monitoring of ecosystem functioning in protected areas: recent trends in the oak forests (*Quercus pyrenaica* Willd.) of Sierra Nevada (Spain). *Int Per Global Environ Change*, 355: 37.
- Fægri, K.; Iversen, J. (1989) *Textbook of Pollen Analysis*. Chichester: Wiley.
- Finsinger, W.; Tinner, W. (2005) Minimum count sums for charcoal-concentration estimates in pollen slides: accuracy and potential errors. *Holocene*, 15: 293-297.
- Gavilán, R. G.; Mata, D. S.; Vilches, B.; Entrocassi, G. (2007). Modeling current distribution of Spanish *Quercus pyrenaica* forests using climatic parameters. *Phytocoenologia*, 37(3-4): 561-581.
- Goeyry, C.; de Beaulieu, J.L. (1979) À propos de la concentration du pollen à l'aide de la liqueur de Thoulet dans les sédiments minéraux. *Pollen Spores*, 21: 239-251.
- Grimm, E.C. (1992) *Tilia, version 2*. Springfield: Illinois State Museum.
- Grimm, E.C. (2004) *TGView*. Springfield: Illinois State Museum.
- Jiménez-Espejo, F.J.; García-Alix, A.; Jiménez-Moreno, G.; Rodrigo-Gámiz, M.; Anderson, R.S.; Rodríguez-Tovar, F.J.; Martínez-Ruiz, F.; Giralt, S.; Delgado, A.; Pardo-Igúzquiza, E. (2014). Saharan aeolian input and effective humidity variations over western Europe during the Holocene from a high altitude record. *Chem. Geol.*, 374: 1-12.
- Jiménez-Moreno, G.; Anderson, R.S. (2012). Holocene vegetation and climate change recorded in alpine bog sediments from the Borreguiles de la Virgen, Sierra Nevada, southern Spain. *Quaternary Res.*, 77(1): 44-53.
- Jiménez-Moreno, G.; García-Alix, A.; Hernández-Corbalán, M.D.; Anderson, R.S.; Delgado-Huertas, A. (2013). Vegetation, fire, climate and human disturbance history in the southwestern Mediterranean area during the late Holocene. *Quaternary Res.*, 79(2): 110-122.
- Jump, A.S.; Matyas, C.; Peñuelas, J. (2009) The altitude-for-latitude disparity in range retractions of woody species. *Trends Ecol. Evol.*, 24(12): 694-701.
- Lorite, J.; Ruiz, M; Plaza, L. (2019). Conservación ex-situ e in-situ. En: Peñas, J. y Lorite, J. (Eds). *Biología de la Conservación de Plantas en Sierra Nevada. Principios y Retos para su Preservación*. Granada: Universidad de Granada: 243-283.
- Lorite, J.; Salazar, C.; Peñast, J.; Valle, F. (2008). Phytosociological review on the forests of *Quercus pyrenaica* Willd. *Acta Bot. Gallica*, 155(2): 219-233.
- Magri, D.; Di Rita, F.; Aranbarri, J.; Fletcher, W.; González-Sampériz, P. (2017). Quaternary disappearance of tree taxa from Southern Europe: Timing and trends. *Quaternary Sci. Rev.*, 163: 23-55.
- Manzano, S.; Carrión, J.S.; López-Merino, L.; Jiménez-Moreno, G.; Toney, J.L.; Armstrong, H.; Sánchez-Mata, D. (2019). A palaeoecological approach to understanding the past and present of Sierra Nevada, a Southwestern European biodiversity hotspot. *Global Planet. Change*, 175: 238-250.
- Martínez Parras, J.M.; Molero Mesa, J. (1982). Ecología y fitosociología de *Quercus pyrenaica* Willd. en la provincia Bética. Los melojares béticos y sus etapas de sustitución. *Lazaroa*, (4): 91-104.
- Miola, A. (2012) Tools for Non-Pollen Palynomorphs (NPPs) analysis: A list of Quaternary NPP types and reference literature in English language (1972-2011). *Rev. Palaeobot. Palyno.*, 186: 142-161.
- Olivares, F.J. (2011). *Las mariposas diurnas de Sierra Nevada*. Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente.



- Olmedo-Cobo, A.J.; Gómez-Zotano, J.; Serrano-Montes, J.L. (2017). *Pinus sylvestris* L. subsp. *nevadensis* (Christ) Heywood in southern Spain: An endangered endemic Mediterranean forest. *Geogr. Pannonica*, 21(3): 151-165.
- Pérez-Obiol, R.; Jalut, G.; Julià, R.; Pélachs, A.; Iriarte, M.J.; Otto, T.; Hernández-Beloqui, B. (2011). Mid-Holocene vegetation and climatic history of the Iberian Peninsula. *Holocene*, 21: 75-93.
- Ramos-Román, M.J.; Jiménez-Moreno, G.; Anderson, R.S.; García-Alix, A.; Toney, J.L., Jiménez-Espejo, F.J.; Carrión, J.S. (2016). Centennial-scale vegetation and North Atlantic Oscillation changes during the Late Holocene in the southern Iberia. *Quaternary Sci. Rev.*, 143: 84-95.
- Roberts, N.; Eastwood, W.J.; Kuzucuoğlu, C.; Fiorentino, G.; Caracuta, V. (2011). Climatic, vegetation and cultural change in the eastern Mediterranean during the mid-Holocene environmental transition. *Holocene*, 21(1): 147-162.
- Stockmarr, J. (1971). Tablets with spores used in absolute pollen analysis. *Pollen Spores*, 13: 614-621.
- Stuiver, M.; Reimer, P.J.; Reimer, R.W. (2019) CALIB 7.1 [WWW program] at <http://calib.org>
- Tinner, W.; Hu, F-S (2003). Size parameters, size-class distribution and area-number relationship of microscopic charcoal: relevance for fire reconstruction. *Holocene*, 13: 499-505.
- Valbuena-Carabaña, M.; Gil, L. (2014). Efectos de la gestión selvícola pasada y presente sobre la diversidad genética actual y futura de *Quercus pyrenaica* Willd. en Sierra Nevada. *Ecosistemas*, 23(2): 90-98.
- Zamora Rodríguez, R.J.; Pérez-Luque, A.J.; Bonet, F.J.; Barea-Azcón, J. M.; Aspizua, R. (2015). *La huella del cambio global en Sierra Nevada: Retos para la conservación*. Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente.

CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD
XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía
Santander (Cantabria), 22-25 junio de 2020



CONTRIBUCIÓN AL CONOCIMIENTO GEOGRÁFICO Y ECOLÓGICO DE *Adenocarpus viscosus ssp viscosus* EN EL PARQUE NACIONAL DEL TEIDE (TENERIFE, I. CANARIAS)

María Eugenia Arozena¹ y Víctor Manuel Martín Febles²

¹Dpto. Geografía e Historia. Universidad de La Laguna. maearozena@gmail.com

²Parque Nacional del Teide. Cabildo de Tenerife. victorteide@gmail.com

RESUMEN

El codeso (*Adenocarpus viscosus ssp viscosus*) estuvo favorecido por las quemadas para pastos en la cumbre de La Palma y muy posiblemente en la de Tenerife. Junto a la retama (*Spartocytisus supranubius*), esta especie fue durante mucho tiempo la más representativa del actual parque nacional. Después de más de 60 años de protección, otros taxones están adquiriendo un protagonismo igual o superior. El proceso de cambio se basa en una mayor competencia interespecífica y está guiado por la adaptación de la vida vegetal a las variaciones de las condiciones ambientales, especialmente a las diferentes edades y estructuras de los materiales volcánicos y a la actividad de procesos torrenciales, periglaciares y de gravedad.

El codeso aparece hoy en diferentes situaciones que tienen en común la existencia de material suelto de pequeño tamaño, capaz de retener humedad, y una relativa estabilidad del sustrato. Pequeñas modificaciones de estas condiciones permiten que tenga distintos grados de protagonismo y de convivencia con otras especies. Los inventarios fitosociológicos, los perfiles de vegetación y la fotointerpretación han sido las herramientas principales usadas para hacer esta aproximación a la definición geográfica y ecológica, así como a la dinámica de esta especie.

Palabras clave: *Adenocarpus viscosus ssp viscosus*, matorral de alta montaña, dinámica de la vegetación, paisaje vegetal, Parque Nacional del Teide.

ABSTRACT

Adenocarpus viscosus ssp viscosus (codeso) was favored by the burning for pastures at the summit of La Palma Island and very possibly in Tenerife. With *Spartocytisus supranubius* (retama), was for a long time the most representative species of the current national park. After more than 60 years of protection, other taxa are gaining equal or greater prominence. The process of change is based on increased inter-specific competence and is guided by the adaptation of plant life to variations in environmental conditions, especially to the different ages and structures of volcanic materials and to the activity of torrential, periglacial and gravity processes.

Adenocarpus viscosus appears today in different situations that have in common small loose material, capable of retaining moisture, and relative stability of the substrate. Small modifications of these conditions allow it to have different degrees of prominence and coexistence with other species. Phytosociological inventories, vegetation profiles and photointerpretation have been the main tools used to make this approximation to the definition of geography, the ecology and dynamics of this species.

Keywords: *Adenocarpus viscosus ssp viscosus*, high mountain scrub, plant dynamics, vegetal landscape, Teide National Park.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Arozena, M.E.; Martín Febles, V.M. (2020). Contribución al conocimiento geográfico y ecológico de *Adenocarpus viscosus ssp viscosus* en el Parque Nacional del Teide (Tenerife, I. Canarias). Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 439-448.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Caracterización del taxon

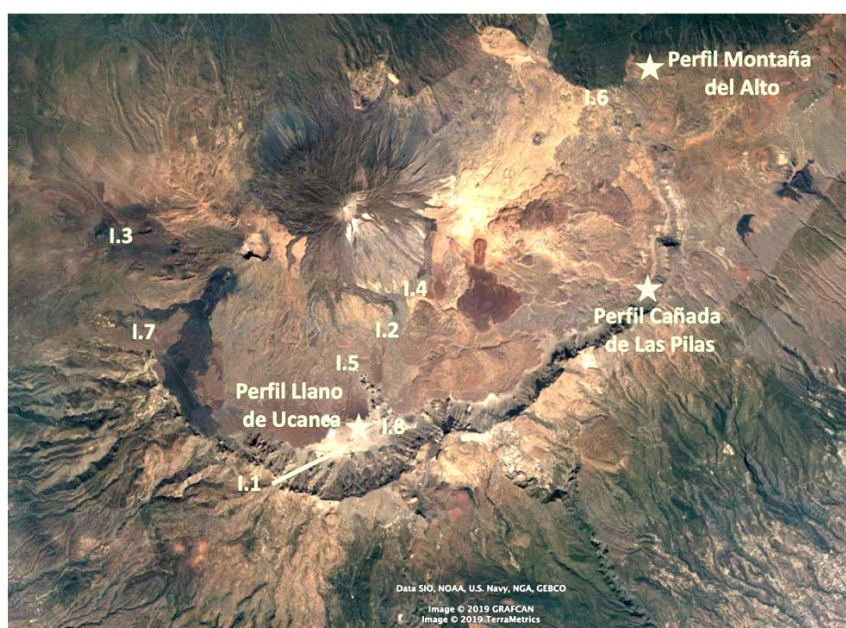
Adenocarpus viscosus ssp *viscosus* (Willd.) W & B. Es un arbusto o pequeño árbol a menudo tendido, pero también con crecimiento erecto. Las hojas tienen 3-7 mm de longitud, son pecioladas, verde-oscuras y trifoliadas. Las flores son amarillas, con estandarte de 12 mm de longitud, glabro o ligeramente tomentoso hacia el ápice. La legumbre tiene glándulas prominentes y tomento disperso. Vive en las cotas más elevadas del pinar y en la zona montañosa alta, formando localmente amplias poblaciones. Endemismo canario presente en La Gomera y Tenerife (Schönfelder, 2018).

1.2. Metodología

Trabajos previos de otros autores y propios han sustentado una perspectiva diacrónica para este estudio (Martínez de Pisón y Quirantes, 1981; Martínez de Pisón *et al.*, 2009; Arozena, 2017).

La comparación de imágenes aéreas de diferentes momentos, los inventarios florísticos y los perfiles de vegetación (Figura 1) han sido los principales instrumentos usados para hacer esta aproximación a la definición de la ecología, la geografía y la dinámica del codeso. Los inventarios fitosociológicos se han adaptado a los objetivos del estudio y se han organizado en una trama metodológica que ha buscado detallar las condiciones en las que esta especie compete mejor y es dominante, diferenciándolas de aquellas en las que comparte el territorio en situación de relativa igualdad con otros taxones. Los perfiles de vegetación han concretado el mosaico de comunidades en las que el codeso es dominante, está presente o no existe; además han reafirmado la interpretación de sus exigencias y tolerancias, al relacionar diferentes situaciones ambientales con su grado de importancia y con su ausencia.

Figura 1. Localización de inventarios y perfiles de vegetación



2. UNA ESPECIE FAVORECIDA POR EL PASTOREO

El matorral de la cumbre de Tenerife ha sido conocido durante mucho tiempo como “retamar codesar” (Ceballos y Ortuño, 1976). Este nombre se debe a que la retama (*Spartocytisus supranubius*) y el codeso (*Adenocarpus viscosus*) eran las dos especies más representativas cuando se declaró el Parque Nacional del Teide en 1954; incluso casi tres décadas después se consideraba que, dentro de una amplia riqueza florística, éstas eran las especies dominantes que definían los paisajes más extensos (Martínez de Pisón y Quirantes, 1981). Los usos tradicionales del alto Tenerife favorecieron la retama para el carbón y el cisco, mientras que el pastoreo benefició el codeso (Machado y Galván, 1998).

Ceballos y Ortuño ya afirmaron en 1951 que “el matorral de *Adenocarpus* constituye un pasto de primavera y verano muy apreciado para el ganado cabrío”, y añadieron que la reproducción por semilla es fácil y rápida, sobre todo después de los incendios del matorral, por lo que fue costumbre de los pastores provocar incendios en el codesar para renovar el pasto (Ceballos y Ortuño, 1976: 288). Esta práctica, repetida por los aborígenes y después de la conquista de las islas, desembocó en un extenso matorral monoespecífico de codeso en las cumbres de la Isla de La Palma hasta finales del siglo XX.

3. EL CODESO EN LA EVOLUCIÓN RECIENTE DEL MATORRAL

El componente geomorfológico del paisaje juega un papel decisivo en la fisonomía del Parque Nacional del Teide. La gran diversidad de formas volcánicas originales y remodeladas por la erosión, su variada edad, los contrastes existentes en la microtopografía de las superficies rocosas, los distintos grados de inclinación del terreno y la desigual intensidad de los procesos torrenciales, periglaciares y de gravedad tienen un impacto ecológico muy intenso y desvanecen el efecto directo de las variaciones climáticas locales (Martínez de Pisón *et al.*, 2009). Y esta relación de la geografía de las formas y procesos con la de la vegetación no ha hecho más que acentuarse con la supresión de los usos tradicionales tras la declaración del parque nacional.

La gran diversidad ecológica de la naturaleza del parque estuvo anulada durante siglos por la constante perturbación antrópica del proceso de colonización biológica de espacios volcánicos recientes. Como consecuencia, durante mucho tiempo el matorral se mantuvo abierto y con muy poca representación de un gran número de especies que permanecieron en refugios al margen de los aprovechamientos. En los últimos sesenta años se ha activado la dinámica de expansión de la vegetación, aunque ralentizada por las condiciones climáticas adversas y la dificultad que ofrecen a la vida vegetal gran parte de los terrenos volcánicos del alto Tenerife. El proceso de cambio se evidencia en un aumento de la superficie ocupada por el matorral y una importante modificación de la importancia relativa de las especies florísticas.

Entre otros taxones, la hierba pajonera (*Descurainia bourgaeana*) y el rosalillo (*Pteroccephalus lasiospermus*) han tenido una progresión muy llamativa desde que Sventenius, en 1946, dijera de la primera que tenía ejemplares aislados, sólo abundantes en algunos puntos, y calificara a la segunda como especie rara y con tendencia a ser muy escasa; hoy son, junto a la retama, las dos especies mejor representadas en el parque. Por el contrario, el codeso ha disminuido su área de desarrollo y, aunque mantiene una dinámica demográfica que no hace temer por su permanencia, es una de las especies que mejor ha ido definiendo su hábitat, con poblaciones mucho más localizadas.

4. APUNTES AUTOECOLÓGICOS DE *Adenocarpus viscosus*

La primera idea que se extrae de la distribución del codeso es que tolera mal temperaturas muy bajas. No vive en los relieves más destacados del parque, salvo cuando actúan algunos factores que le son muy favorables, como en la acumulación de pumitas de la cumbre plana de Montaña Guajara (2.700 m). Por ello, su área de desarrollo principal se sitúa en los taludes de derrubios de la pared de Las Cañadas, en la base del estratovolcán Teide-Pico Viejo y en el atrio, la llanura que hay entre una y otro; es decir, en los ambientes más abrigados y entre los 2.000 y los 2.350 m. Tampoco tolera los terrenos rocosos. No aparece en superficies lávicas ni en escarpes y se concentra preferentemente en las acumulaciones de materiales fragmentados de diferente granulometría. Así, dentro de unos determinados umbrales de altitud, y, por tanto, térmicos, el factor decisivo que guía la distribución del codeso es el tipo de sustrato.

Sin embargo, aunque de manera general esas son las condiciones idóneas, *Adenocarpus viscosus* no es constante en ellas y, donde lo es, no siempre tiene la misma importancia. En la tabla 1 se recoge la información de cuatro lugares en los que el codeso es la especie más abundante.

Tabla 1. Proporción de codeso en el conjunto del matorral en situaciones favorables

Nº de inventario	1	2	3	4
UTM 28R	339121	340125	332127	340126
Altitud (m)	2.011	2.205	2.040	2.320
Orientación	SW	SW	SW	S
Inclinación (°)	5	5	10	15
Superficie invent. (m²)	400	300	400	400
Estrato arbustivo %	40	70	30	70
Número de especies	2	1	2	5
<i>Adenocarpus viscosus</i> (%)	100	100	95	80

1. *Llano de Ucanca*: Acumulación torrencial de material muy fino. Canales de escorrentía de actividad esporádica. 2. *Cañada Blanca*: Depósito torrencial de escorrentía excepcionalmente funcional. 3. *Montaña Reventada*: Acumulación continua y potente de lapilli. Sustrato estable, con procesos eólicos muy poco intensos. 4. *Base del Teide*: Cono de derrubios poco funcional. (%): grado de recubrimiento.

Siempre que el codeso tiene un recubrimiento superior al 75%, el sustrato está compuesto por material suelto: depósitos torrenciales, coluvión o material volcánico de proyección aérea. A pesar de tratarse de material desagregado, la estabilidad del terreno es importante. En primer lugar, por la escasa inclinación -siempre inferior a 15°- y, en segundo lugar, por la poca frecuencia e intensidad de los procesos torrenciales, de gravedad o eólicos.

En casi todas estas condiciones, la existencia de fracción fina cerca de la superficie permite al codeso disponer de una humedad edáfica muy superior que donde el calibre del material suelto es mayor. Sólo en Montaña Reventada (Fotografía 1) parece que la humedad no es suficiente para mantener la vitalidad de los ejemplares de mayor edad; incluso los de edad media parecen estar comprometidos, mientras que los más jóvenes están bien.

Tanto en el Llano de Ucanca (Fotografía 2) como en Montaña Reventada, la pequeña proporción del único acompañante (*Pterocephalus lasiospermus*) y la edad muy joven de los ejemplares de esta última especie indican que donde hay material muy fino, estabilidad del sustrato y humedad edáfica el codeso parece actuar como especie primocolonizadora.

Fotografía 1. Codesar sobre lapilli en Montaña Reventada



Fotografía 2. Matorral de codesos del llano endorreico de Uanca



5. LAS COMUNIDADES CON *Adenocarpus viscosus*

La mayoría de las poblaciones de codeso no forman matorrales casi monoespecíficos. Lo más habitual es que integren comunidades en las que otras especies estén mejor representadas (Tabla 2).

Los taxones que conviven con *Adenocarpus* pueden ser muy variados, pero hay una tendencia clara a que sea el rosalillo (*Pterocephalus lasiospermus*) el que comparta hábitat con el codeso con más frecuencia, incluso lo supere en importancia (Tabla 2; Inventarios 6, 7 y 8). Aunque el rosalillo es la especie que hoy tiene la progresión más llamativa y muestra una amplitud ecológica muy superior a la del codeso, coincide con éste en que tiene un gran protagonismo en las formas de acumulación de material suelto y fino, donde hay retención de humedad (Fotografía 3). Por otro lado, llama la atención su escasa compatibilidad con la retama (*Spartocytisus supranubius*), una de las plantas más abundantes en el parque. Sólo en los canales lávicos de las coladas de Pico Viejo (Tabla 2; Inventario 5) las retamas alcanzan un recubrimiento superior al 5%, aunque se concentran de manera particular en los afloramientos rocosos que emergen de los depósitos torrenciales del cauce del canal (Fotografía 4). Los canales lávicos del estratovolcán funcionan como cauces en los que se ha acumulado gran cantidad de material suelto generado por la meteorización de las formas lávicas, que se removiliza muy de vez en cuando por una escorrentía poco activa. Esta es la razón de que, a pesar de que la inclinación del terreno supera los 15°, el codeso forma aquí un matorral muy continuo y cerrado.

El codeso no es una planta característica de los malpaíses lávicos. Sin embargo, en el matorral muy abierto y discontinuo de Chavao (Tabla 2; Inventario 7) es la segunda especie en importancia, tras el rosalillo. Es un caso relativamente excepcional, que se explica por la gran fragmentación de la superficie lávica y la existencia de finos en superficie (Fotografía 5), y que es expresivo de la coherencia entre los procesos de meteorización y de colonización vegetal en un terreno muy estable.

Entre las localidades seleccionadas, la que menor proporción de codeso presenta, a pesar de que el recubrimiento del conjunto no es el menor, es el Llano de Uanca (Tabla 2; Inventario 8; Fotografía 6). El matorral se desarrolla en el área terminal de un cono de deyección situado en el margen del llano endorreico, con muy poca actividad torrencial, pero con abundantes cantos superficiales que dificultan la instalación del codeso.

Tabla 2. Comunidades florísticas con *Adenocarpus viscosus*

Nº de inventario	5	6	7	8
UTM 28R	338124	345131	333124	340122
Altitud (m)	2.240	2.046	2.086	2.026
Orientación	SW	E	SW	WSW
Inclinación (°)	25	5	10	15
Superficie invent. (m²)	700	400	100	400
Estrato arbustivo (%)	90	50	40	60
Estrato herbáceo (%)	15	-	-	-
Especies florísticas (%)				
<i>Adenocarpus viscosus</i>	70	40	35	25
<i>Pterocephalus lasiospermus</i>	+	45	55	70
<i>Spartocytisus supranubius</i>	15	5	-	5
<i>Arrhenatherum calderae</i>	15	-	-	-
<i>Erysimum scoparium</i>	-	5	-	-
<i>Descurainia bourgaeana</i>	-	5	-	-
<i>Scrophularia glabrata</i>	-	-	5	-
<i>Argyranthemum teneriffae</i>	-	-	+	-
<i>Pimpinella cumbrae</i>	-	-	-	+
<i>Plantago webbii</i>	-	-	-	+
<i>Echium wildpretii</i>	-	-	-	+

5. *Coladas de Pico Viejo*: Cauce de canal lávico relleno de material torrencial con movilización ocasional y muy local. Puntuales afloramientos lávicos. 6. *El Portillo*: Vano entre coladas lávicas relleno de pumitas sueltas. Terreno muy estable. 7. *Malpaís de Chavao*: Sustrato lávico muy roto con fragmentos escoriáceos y finos superficiales discontinuos. 8. *Llano de Ucanca*: Cono de deyección torrencial con pavimento de cantos y gravas sobre arenas y arcillas.

Fotografía 3. Codesar del Portillo



Fotografía 4. Codesar de Pico Viejo



Fotografía 5. Codesos en el Malpaís de Chavao



Fotografía 6. Matorral con codesos en cono de deyección del Llano de Ucanca

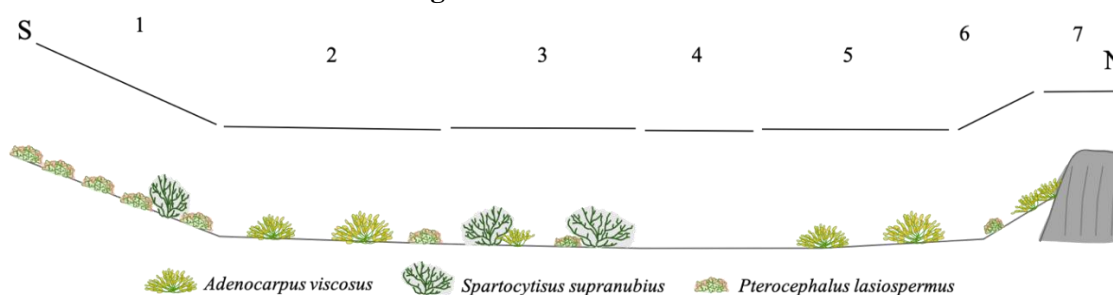


6. LOS MATORRALES CON CODESO EN EL PAISAJE

El mosaico de comunidades en el que participa *Adenocarpus viscosus* facilita aún más el entendimiento de sus requerimientos y tolerancias. El modo en que se organizan en el espacio los distintos tipos de matorral refleja la especial relación que existe entre concretos grupos de especies y las condiciones del sustrato, sobre todo el grado de estabilidad y la granulometría.

El Llano de Ucanca es uno de los espacios endorreicos que se han formado entre la estructura antigua de la pared de Las Cañadas, al Sur, y el estratovolcán Teide-Pico Viejo, al Norte. Pero no es un llano endorreico más. El esqueleto de otro conjunto volcánico muy antiguo -los Roques de García- lo bordea por el Este con un desnivel topográfico muy fuerte que imprime gran energía a las aguas que llegan al llano desde el Este y Nordeste, cargadas de materiales de acarreo de diferente granulometría. Al llegar al área central del llano, y sobre elementos fácilmente transportables, las aguas corrientes han organizado una red de lechos de diferente grado y frecuencia de actividad. La vida vegetal se adapta a la complejidad morfogenética poniendo en evidencia las capacidades de las diferentes especies (Figura 2).

Figura 2. Llano de Ucanca

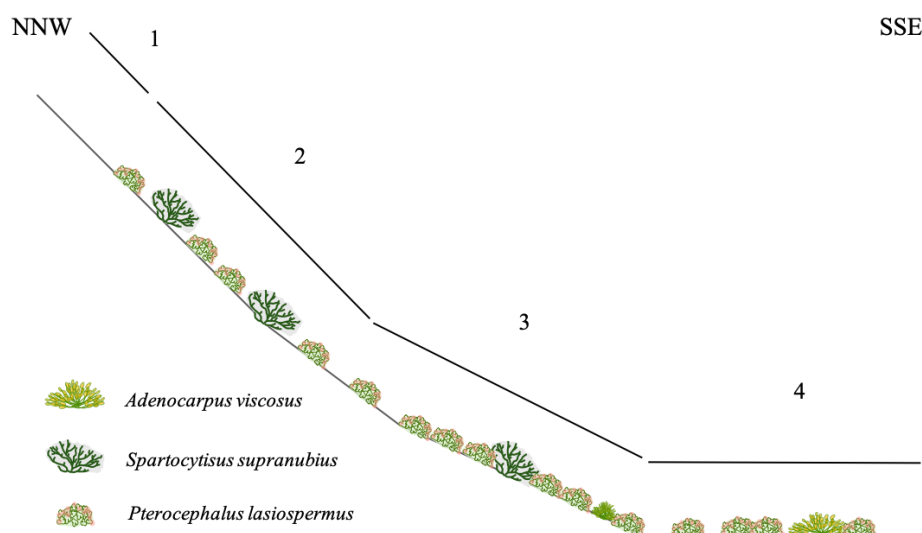


1. Talud de derrubios con cantos y gravas. Matorral 80%. *Pteroccephalus lasiospermus* 80%; *Spartocytisus supranubius* 20%; *Adenocarpus viscosus* +.
2. Amplio lecho menor de escorrentía frecuente. Gravas y arenas con algún canto. Matorral 40%. *Adenocarpus viscosus* 95%; *Pteroccephalus lasiospermus* 5%.
3. Lecho mayor de escorrentía muy esporádica con dominio de cantos. Matorral 60%. *Spartocytisus supranubius* 90%; *Pteroccephalus lasiospermus* 5%; *Adenocarpus viscosus* 5%.
4. Lecho menor de escorrentía muy frecuente, con canales anastomosados. Limos, arenas, gravas y cantos. Sin matorral.
5. Lecho menor de escorrentía esporádica, con más acumulación que desalojo. Matorral 20%. *Adenocarpus viscosus* 95%; *Spartocytisus supranubius* 5%; *Pteroccephalus lasiospermus* 5%.
6. Frente de colada lávica superpuesto por aportes eólicos desde el llano y fragmentos de la propia colada. Matorral 70%. *Adenocarpus viscosus* 80%; *Pteroccephalus lasiospermus* 20%.
7. Colada lávica con superficie escoriácea de elementos de gran tamaño. Sin vegetación.

En el talud de derrubios meridional (1), con abundantes cantos y muy estable, está el matorral más cerrado del conjunto; ahí dominan los rosalillos, que viven con alguna retama. En los lechos menos activos (2 y 5) el agua discurre con relativa frecuencia, pero su poca energía sólo provoca removilizaciones superficiales. Ahí es donde mejor se desarrolla *Adenocarpus viscosus*, creando un matorral abierto casi monoespecífico (Tabla 1; Inventario 1), con una gran capacidad de germinación que indica su compatibilidad con una escorrentía poco enérgica. El otro lecho menor (4) es el más operativo en la actualidad y como consecuencia hoy no está ocupado por matorral. Entre ellos queda en resalte parte del lecho mayor (3), muy pedregoso, con poca fracción fina en superficie, donde la retama es la especie protagonista. El viento acumula arena en el frente de la colada y, junto con los pequeños fragmentos rocosos procedentes de ésta, forma un depósito en el que el codeso también vive muy bien (6).

El flanco abierto al Sureste del volcán Montaña del Alto es una ladera de material eruptivo de proyección aérea con una pendiente media de 45° que tiene una distribución muy clara de las comunidades (Figura 3). En su tramo superior (1) la fuerte compactación habitual de las escorias más próximas al cráter da una gran estabilidad, pero también obstaculiza la instalación de plantas, que se reduce a alguna retama suelta acompañada de algún rosalillo (<5%). En el tramo central (2), los desplazamientos por gravedad del lapilli y las escorias sueltas dificultan la continuidad del matorral y la presencia de codeso; mientras que en el tramo 3, donde se acumula el material y la pendiente es menor, el matorral se cierra y el codeso está entrando. Sin embargo, en el llano (4), donde la estabilidad sólo se rompe por procesos torrenciales poco intensos y muy eventuales, la mayor acumulación de fracción fina favorece una mejor representación de *Adenocarpus viscosus*.

Figura 3. Montaña del Alto



1. Escorias volcánicas compactadas. *Spartocytisus supranubius* y *Pteroccephalus lasiospermus* (<5%).
2. Lapilli y escorias sueltas con procesos de vertiente poco activos. Matorral 80%. *Pteroccephalus lasiospermus* 90%; *Spartocytisus supranubius* 10%. 3. Base de ladera estable. Matorral 100%. *Pteroccephalus lasiospermus* 75%; *Spartocytisus supranubius* 20%; ejemplares jóvenes de *Adenocarpus viscosus* 5%; *Descurainia bourgaeana* (+).
4. Acumulación de escorias fragmentadas, pumitas y finos próximos a la superficie. Matorral 80%. *Pteroccephalus lasiospermus* 70%; *Adenocarpus viscosus* 20%; *Spartocytisus supranubius* 10%; *Descurainia bourgaeana* 5%.

En el talud de la pared de Las Cañadas la adaptación de la vegetación a la topografía es diferente, sobre todo por lo que respecta al codeso (Figura 4). El sector superior y más pendiente del coluvión (1) está compuesto por cantos y bloques que resultan de la meteorización del escarpe superior, sobre todo de la gelifracción; la ausencia de material fino en superficie favorece a la retama, es relativamente indiferente para el rosalillo e impide el desarrollo del codeso. En el tramo más bajo (2) los fragmentos rocosos son de menor tamaño, con abundancia de grava y arena, la pendiente es menor, y los procesos dominantes son de acumulación torrencial muy eventual; aquí se sitúa una franja intermedia de codesos que caracteriza la mayor parte del talud de las Cañadas orientales. Sin embargo, en los llanos endorreicos de la base de la pared no hay procesos de vertiente y los torrenciales son muy puntuales, por lo que sería la situación ideal para *Adenocarpus viscosus*, pero el potente depósito de arena, arcilla y limo desencadena frecuentes movimientos verticales de tipo periglaciario que sólo son tolerados por el rosalillo.

Figura 4. Cañada de Las Pilas



1. Talud de derrubios con bloques y cantos. Pendiente 30°. Procesos de vertiente poco intensos y discontinuos. Matorral 70%. *Pterocephalus lasiospermus* 60%; *Spartocytisus supranubius* 25%; *Descurainia bourgaeana* 15%. 2. Base de talud estable con cantos, gravas y arenas. Pendiente 10°. Matorral 70%. *Pterocephalus lasiospermus* 60%; *Adenocarpus viscosus* 30%; *Descurainia bourgaeana* 10%. 3. Llano endorreico con arenas y arcillas. Pendiente <5°. Movimientos verticales de origen periglaciario. Matorral 25%. *Pterocephalus lasiospermus* 100%.

7. CONCLUSIONES

De modo general, *Adenocarpus viscosus* demanda un sustrato firme, o con leves movimientos superficiales. Esto se lo proporciona una escasa inclinación del terreno, que inhibe los procesos de vertiente y la energía de las aguas corrientes. También necesita un nivel de humedad edáfica que sólo consigue donde hay material rocoso suelto y de pequeño tamaño. Pero, a su vez, estas características del terreno pueden favorecer los procesos de vertiente en laderas inclinadas y los de carácter periglaciario en los sectores llanos. Por lo tanto, la interacción

de ambos factores, compensándose o estimulándose respectivamente en sus variadas intensidades, es decisiva para condicionar la geografía y la dinámica actual de esta especie.

Su localización dominante en las áreas más bajas y abrigadas del parque sugiere que no soporta temperaturas muy bajas o contrastes térmicos muy fuertes. Pero los espacios más elevados y expuestos son también, por lo general, los más rocosos e inclinados, por lo que se desconoce si, en este caso, sus tolerancias térmicas están neutralizadas por sus otras exigencias.

La combinación de todos estos factores, sobre todo de los limitantes, ha ido entretejiéndose para ir concretando las relaciones ecológicas del codeso con su entorno natural a lo largo de las últimas décadas. Así, la reducción de su área de desarrollo y la localización más precisa de sus poblaciones evidencian las condiciones ambientales en las que esta especie compete mejor de manera espontánea, una vez que ya no está favorecida frente a otros taxones.

Agradecimientos

Esta investigación se ha podido realizar gracias al apoyo institucional y logístico de la oficina técnica del Parque Nacional del Teide.

REFERENCIAS

- Arozena Concepción, M.E. (2017). La transformación del paisaje vegetal (1978-2014). Parque Nacional del Teide, Parque Nacional de Garajonay y Parque Rural de Anaga. En: Arozena, M.E.; Romero, C. (Ed.). *Temas y Lugares: Homenaje a Eduardo Martínez de Pisón*. La Laguna: Universidad de La Laguna: 39-76.
- Ceballos, L.; Ortuño, F. (1976). *Vegetación y flora forestal de las Canarias occidentales*. Santa Cruz de Tenerife: Cabildo Insular.
- Machado, M.C.; Galván, B. (1998). La vegetación en el Valle de Chafarí (Las Cañadas del Teide, Tenerife) antes de la conquista castellana. *Cuaternalario y Geomorfología*, 12(1-2): 117-125.
- Martínez de Pisón, E.; Quirantes, F. (1981). *El Teide. Estudio geográfico*. Santa Cruz de Tenerife: Interinsular Canaria.
- Martínez de Pisón, E.; Arozena, M.E.; Beltrán, E.; Romero, C. (2009). *Los paisajes del Parque Nacional del Teide*. Madrid: Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Serie técnica.
- Schönfelder, P.; Schönfelder, I. (2018). *Flora Canaria. Guía de identificación*. Santa Cruz de Tenerife: Turquesa.
- Sventenius, E.R.S. (1946). *Notas sobre la flora de Las Cañadas de Tenerife*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Instituto Nacional de Investigaciones Agronómicas, Cuaderno nº 78.

¿ES *Laurus novocanariensis* UNA ESPECIE INDICADORA DE JUVENTUD EN LA LAURISILVA CANARIA?

María Eugenia Arozena¹, Josep María Panareda² y Víctor Manuel Martín Febles³

¹ Dpto. Geografía e Historia. Universidad de La Laguna. maerozena@gmail.com

² Dpt. de Geografía. Universitat de Barcelona. jmpanareda@gmail.com

³ Parque Nacional del Teide. Cabildo de Tenerife. victorteide@gmail.com

RESUMEN

El estudio de la laurisilva canaria durante la última década ha mostrado que distintas combinaciones de especies arbóreas se corresponden en general con estados concretos de dinámica forestal. *Laurus novocanariensis* ha destacado por ser abundante en la mayoría de las situaciones y, significativamente, aparece casi siempre en edades muy diversas, por lo que, a diferencia de otras especies arbóreas, no ha sido reveladora de una tendencia de cambio definida. Desde hace pocos años se viene observando que la tasa de germinación del laurel tiende a disminuir en los ambientes más sombríos característicos de una mayor madurez forestal, aunque su protagonismo en el dosel pueda seguir siendo destacado.

Con el fin de comprobar si este comportamiento del laurel es propio de los bosques más maduros, el método de trabajo ha consistido en la comparación de parcelas representativas de diferente grado de madurez forestal de Tenerife y La Gomera. En ellas se han realizado inventarios fitosociológicos enriquecidos con aspectos estructurales de detalle, como la proporción de plántulas y brinzales de *Laurus novocanariensis* en relación con el conjunto de los de otras especies. El resultado de este estudio debe ser entendido como una primera aproximación al conocimiento de la tendencia dinámica actual del laurel en el conjunto de la laurisilva, pues la confirmación de la hipótesis necesita un análisis diacrónico durante un período de tiempo de al menos una década a partir de este momento.

Palabras clave: *Laurus novocanariensis*, dinámica de poblaciones, madurez forestal, laurisilva, Islas Canarias.

ABSTRACT

The study of Canarian laurel forest over the last decade has shown that different combinations of tree species generally correspond to specific states of forest dynamics. *Laurus novocanariensis* has stood out for being abundant in most situations and, significantly, is almost always at very different ages, so, unlike other tree species, it has not been revealing of a defined trend of change. For a few years it has been observed that the germination rate of the laurel tends to decrease in the darkest environments typical of a greater forest maturity, although its prominence in the canopy may continue to be highlighted.

In order to check whether this behavior of laurel is typical of the more mature forest, the working method has consisted in the comparison of representative plots of different degree of forest maturity of Tenerife and La Gomera. They have carried out phytosociological inventories enriched with structural aspects of detail, such as the proportion of seedlings and saplings of *Laurus novocanariensis* in relation to all those of other species. The result of this study should be understood as a first approximation to the knowledge of the current dynamic

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Arozena, M.E.; Panareda, J.M.; Martín Febles, V.M. (2020). ¿Es *Laurus novocanariensis* una especie indicadora de juventud en la laurisilva canaria?. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 449-458.

laurel trend in the whole of the laurisilva, since confirmation of the hypothesis needs a diachronic analysis over a period of time of the at least a decade from now on.

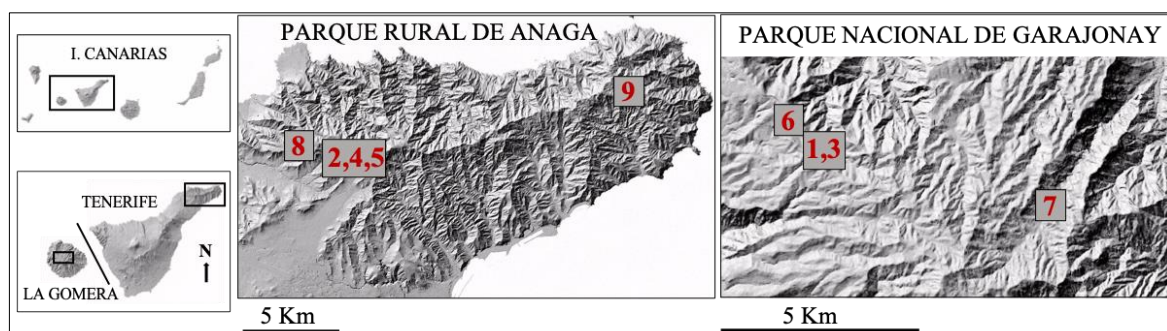
Keywords: *Laurus novocanariensis*, population dynamics, forest maturity, laurel forest, Canary Islands.

1. OBJETIVO Y METODOLOGÍA

Más de una década de investigación geográfica de la laurisilva desde una perspectiva dinámica ha proporcionado una valiosa información sobre el funcionamiento del bosque (Arozena *et al.*, 2009; Arozena y Panareda, 2013; Arozena *et al.*, 2017). Uno de los objetivos concretos ha sido conocer el comportamiento de distintas especies arbóreas tras el abandono de los aprovechamientos tradicionales: *Prunus lusitanica* (Arozena *et al.*, 2007); *Erica platycodon* (Arozena *et al.*, 2008); *Persea indica* (Arozena *et al.*, 2012); *Myrica faya* -hoy *Morella faya*-, (Arozena *et al.*, 2016); *Ocotea foetens* (Figueiredo *et al.*, 2016). En esa línea de investigación, ahora el propósito es procurar esclarecer la estrategia reproductora de *Laurus novocanariensis*, especialmente acercarnos a la dinámica reciente de su población.

El método de trabajo aplicado en este estudio ha consistido en la comparación de 9 parcelas representativas de diferentes grados de madurez forestal en el Parque Rural de Anaga (Tenerife) y en el Parque Nacional de Garajonay (La Gomera) (Figura 1). El objetivo principal ha sido comprobar las variaciones en la importancia relativa de los juveniles de laurel. Para ello, en los sectores seleccionados se han realizado inventarios fitosociológicos enriquecidos con aspectos estructurales de detalle, como la proporción de plántulas y brinzales de *Laurus novocanariensis* en relación con el conjunto de los de las demás especies. Las secciones forestales han sido una herramienta muy útil para relacionar los datos resultantes con la composición florística del dosel y la estructura vertical y horizontal del bosque en cada parcela.

Figura 1. Localización de las áreas de estudio y de los inventarios florísticos



2. RESULTADOS

2.1. La importancia del laurel en el bosque actual

Entre las cuatro lauráceas que viven en la laurisilva canaria, el laurel es la más abundante con mucha diferencia. A diferencia de las otras tres (*Apollonias barbujana*, *Persea indica* y *Ocotea foetens*), que tienen poblaciones más pequeñas y más localizadas, el laurel vive casi en todos los tipos de bosque y con gran abundancia de ejemplares. Además, mientras que las otras

lauráceas tienden a incrementar su representación a medida que la laurisilva gana en madurez y otro grupo de árboles actúa de modo contrario, *Laurus novocanariensis* está presente en todos los tipos de bosque (Tabla 1).

Tabla 1. El papel del laurel en diferentes expresiones de la laurisilva

Fuente: Arozena *et al.*, 2017.

Especies dominantes en el conjunto del bosque actual	Especies en progresión en espacios perturbados recientemente	Especies en progresión en espacios de explotación antigua
<p><i>Erica arborea</i> <i>Erica platycodon</i> <i>Prunus lusitanica</i> <i>Viburnum rigidum</i> <i>Ilex canariensis</i> <i>Ilex platyphylla</i> <i>Laurus novocanariensis</i></p>	<p><i>Rhamnus glandulosa</i> <i>Sambucus palmensis</i> <i>Erica aborea</i> <i>Erica platycodon</i> <i>Prunus lusitanica</i> <i>Viburnum rigidum</i> <i>Ilex canariensis</i> <i>Ilex platyphylla</i> <i>Laurus novocanariensis</i> <i>Heberdenia excelsa</i></p>	<p><i>Laurus novocanariensis</i> <i>Heberdenia excelsa</i> <i>Picconia excelsa</i> <i>Apollonias barbujana</i> <i>Persea indica</i> <i>Ocotea foetens</i></p>

El laurel germina magníficamente en los espacios forestales actuales del área potencial de la laurisilva, donde suele aparecer con diversas edades; pero también puede actuar como especie arbórea pionera en las márgenes del bosque y en espacios abiertos. Este comportamiento del laurel ha dificultado su relación con algún estado dinámico concreto del bosque. Por eso se le considera la especie con la mayor franja de tolerancia a los diferentes niveles de iluminación.

Sin embargo, en los últimos años se viene observando una disminución de la germinación de esta especie en masas de laurisilva que tienen rasgos indicativos del mayor nivel de madurez reconocible en este bosque, por lo general, joven.

Si partimos de la hipótesis de que *Laurus novocanariensis* es más abundante y tiene mayor diversidad de edades donde el bosque es más joven, la mayor densidad de juveniles de laurel debería coincidir con un gran protagonismo de árboles pioneros, como las ericáceas. Por ello, el criterio utilizado para organizar el tratamiento de la información es la presencia o la ausencia del brezo (*Erica arborea*) y/o del tejo (*Erica platycodon*).

2.2. Caracterización de los bosques con ericáceas

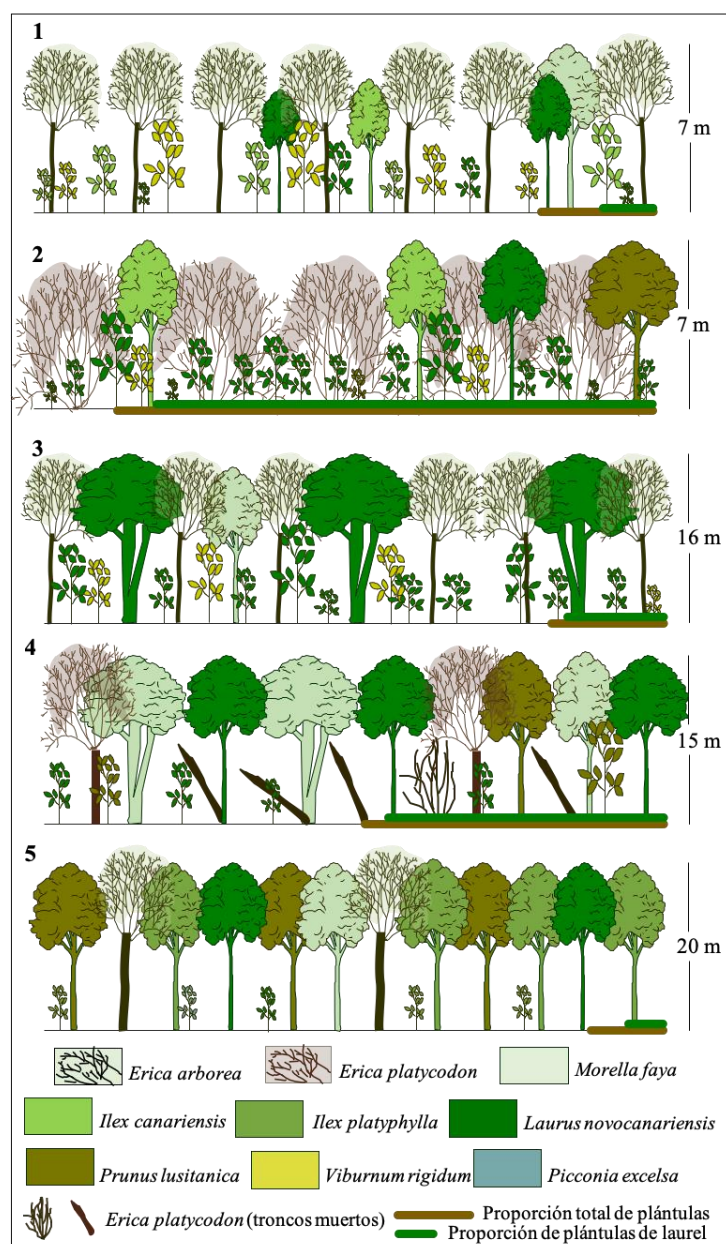
En el Parque Rural de Anaga y en el Parque Nacional de Garajonay todavía son frecuentes y relativamente extensas las expresiones forestales con ericáceas, aunque éstas tengan diferente proporción en el conjunto. Se han seleccionado tres parcelas en el Oeste de Anaga, situadas en el área de la Hija Cambada e indicativas de diferentes situaciones dinámicas con *Erica platycodon*. En el sur de Garajonay se han elegido dos, concretamente en Cañada de Jorge, que atestiguan lo que ocurre con el laurel donde abunda *Erica arborea* (Figura 2; Tabla 2).

Las secciones forestales y los inventarios están ordenados según una importancia decreciente de las ericáceas, cuya proporción frente a los planifolios pasa de 70/30 a 10/90. Esa secuencia se corresponde con un progresivo aumento de la altura y del recubrimiento del dosel, con la excepción de la Hija Cambada (2). Respecto a la composición florística, hay una tendencia a que el número de especies arbóreas se amplíe a medida que desciende la proporción de ericáceas, que sólo se rompe en Cañada de Jorge (2). En todos los casos la pendiente es inferior a 10°, lo que facilitó la explotación que explica la juventud de estos conjuntos forestales.

El bosque de Cañada de Jorge (1) es un brezal muy joven que se ha desarrollado en un campo de cultivo no muy antiguo o con talas a matarrasa recientes. Los brezos y la faya (*Morella faya*) son más o menos coetáneos y a su sombra fueron creciendo laureles, acebiños (*Ilex canariensis*) y follos (*Viburnum rigidum*).

En la Hija Cambada (1) crece un matorral alto cuya estructura y composición florística se deben al carboneo y a su posterior abandono. Este tipo de aprovechamiento favoreció a *Erica platycodon*, una especie heliófila que rebrota muy bien con las sucesivas talas. Cuando acabó esta explotación comenzaron a entrar otras especies arbóreas, entre las que destaca el laurel.

Figura 2. Secciones forestales de los bosques con ericáceas



1. Cañada de Jorge (1). Garajonay. 2. La Hija Cambada (1). Anaga. 3. Cañada de Jorge (2). Garajonay. 4. La Hija Cambada (2). Anaga. 5. La Hija Cambada (3). Anaga. Sin indicación de pendiente.

Tabla 2. Inventarios de los bosques con ericáceas

Nº de inventario	1	2	3	4	5
UTM 28R	274115	374156	274115	374156	374156
Altitud (m)	1.039	937	1.047	942	913
Orientación	SW	NE	W	N	S
Inclinación (°)	<5	10	<5	<5	5
Superficie invent. (m²)	500	150	500	200	300
Estrato arbóreo (m-%)	7-80	7-90	16-100	15-95	20-100
Estrato arbustivo (m-%)	1,50-3	--	0,70-2	--	--
Estrato herbáceo (m-%)	0,20-3	0,3-7	0,80-5	--	0,1-<5
Estrato escandente (%)	<2	<2	<3	<2	<3
Proporción Eric.-plan. (%)	70-30	60-40	50-50	25-75	10-90
Especies florísticas					
<i>Laurus novocanariensis</i>	2,1	5,5	3,3	3,3	2,2
<i>Erica arborea</i>	5,5	+	4,4	+	2,1
<i>Erica platycodon</i>	-	5,5	-	2,2	+
<i>Myrica faya</i>	+	1,1	1,1	4,2	2,1
<i>Prunus lusitanica</i>	-	2,1	-	2,1	4,3
<i>Ilex canariensis</i>	3,2	2,2	+	1,1	+
<i>Ilex platyphylla</i>	-	-	-	-	4,3
<i>Viburnum rigidum</i>	3,3	2,2	3,3	-	1,2
<i>Persea indica</i>	-	+	-	-	+
<i>Ocotea foetens</i>	-	+	-	+	-
<i>Picconia excelsa</i>	-	+	-	-	+
<i>Apollonias barbujana</i>	-	-	-	1,1	1,1
<i>Heberdenia excelsa</i>	-	-	-	+	+
<i>Pteridium aquilinum</i>	-	1,1	-	-	-
<i>Dryopteris oligodonta</i>	-	-	+	-	-
<i>Asplenium onopteris</i>	-	-	+	-	-
<i>Polystichum setiferum</i>	-	-	+	-	-
<i>Hypericum grandifolium</i>	-	-	+	-	-
<i>Smilax canariensis</i>	-	+	-	+	-
<i>Hedera canariensis</i>	-	-	-	-	+
<i>Ranunculus cortusifolius</i>	-	-	-	-	+
<i>Rubus bollei</i>	-	-	+	-	-
<i>Gennaria diphylla</i>	1,3	-	-	-	-
<i>Cistus monspeliensis</i>	1,2	-	-	-	-
<i>Rubia agostinhoi</i>	+	-	-	-	-
Proporción brinzales⁽¹⁾ (%)	40	10	70	5	10
<i>Laurus novocanariensis</i> (%)	30	90	90	80	15
Proporción plántulas⁽²⁾ (%)	15	85	15	50	10
<i>Laurus novocanariensis</i> (%)	15	95	95	95	40

1. Cañada de Jorge (1) Garajonay. 2. La Hija Cambada (1) Anaga. 3. Cañada de Jorge (2) Garajonay.
 4. La Hija Cambada (2) Anaga. 5. La Hija Cambada (3) Anaga.

⁽¹⁾ Porcentaje de brinzales de todas las especies; total sobre el que se calcula el de *Laurus novocanariensis*.

⁽²⁾ Porcentaje de plántulas de todas las especies; total sobre el que se calcula el de *Laurus novocanariensis*.

Una práctica muy habitual en espacios llanos es que las antiguas huertas estuvieran delimitadas por líneas de árboles en lugar de muros; esto es lo que refleja Cañada de Jorge (2), donde laureles adultos, geoméricamente distribuidos, destacan en el conjunto de un brezal joven (Arozena y Panareda, 2019). Algo similar, pero con ejemplares de *Morella faya*, ocurre en la Hija Cambada (2), donde los campos de cultivo fueron colonizados luego por tejos (*Erica platycodon*); algunos de éstos fueron cortados para un carboneo poco intensivo. El desarrollo de las fayas y los laureles que fueron entrando proyectaron cada vez más sombra y provocaron la muerte de muchos tejos.

Por último, en la Hija Cambada (3) la distribución de las especies arbóreas en la estructura vertical del bosque insinúa ya el paso del bosque de ericáceas a la laurisilva propiamente dicha, con dominio de los planifolios. Las especies más abundantes en el dosel son la hija (*Prunus lusitanica*), el naranjero salvaje (*Ilex platyphylla*) y el laurel. La primera es muy abundante en Anaga y se integra en masas relativamente bien estructuradas, en las que su reproducción vegetativa por acodamiento ante la llegada de luz a los niveles bajos del bosque fue muy estimulada por aprovechamientos forestales selectivos. Además, la existencia de juveniles de barbusano (*Apollonias barbujana*), palo blanco (*Picconia excelsa*), viñátigo (*Persea indica*) y aderno (*Heberdenia excelsa*) es muy significativa del cambio que está experimentando el bosque.

2.2.1. La progresión del laurel en los bosques con *Erica arborea* y *Erica platycodon*

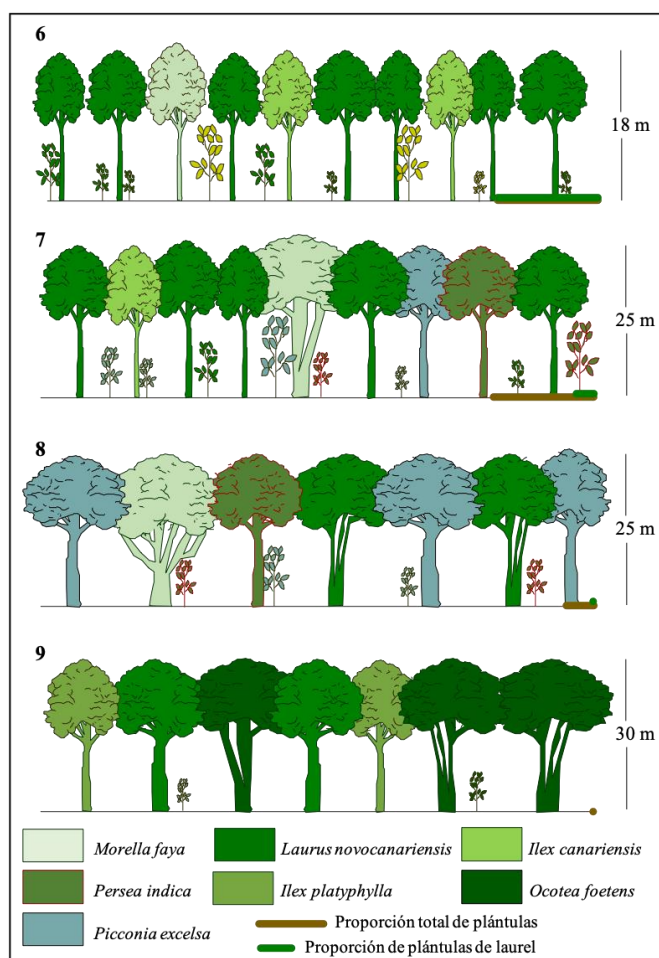
La tendencia de cambio de los rasgos generales del bosque con ericáceas evidente en la secuencia de madurez progresiva no es tan clara para los brinzales y plántulas.

La cantidad de ejemplares con altura comprendida entre 0,30 y 2,5 m, independientemente de las especies, es muy variable y no sigue una pauta definida. A pesar de ello, hay un patente dominio relativo de brinzales de *Laurus novocanariensis* en 2, 3 y 4, con 90% de un total de 10%, 90% sobre 70% y de 80% sobre 5%. En las parcelas 3 y 4 esa importancia puede deberse a la cantidad de laureles adultos disponibles para suministrar semillas, pero en 2 es necesaria la ayuda de agentes dispersores. Los juveniles de tamaño inferior a 0,30 m tienen un comportamiento similar. La representación por especies no parece responder a ninguna lógica relacionada con el nivel de madurez forestal. Sin embargo, el papel del laurel en el conjunto sigue el mismo sentido que en los brinzales, con una gran importancia relativa en las parcelas 2, 3 y 4, con un 95% del total de plántulas en los tres casos. Es, precisamente, en estos lugares donde el bosque con ericáceas tiene el mayor protagonismo de *Laurus novocanariensis*, aunque en la parcela 2 esta importancia se deba a la densidad de los brinzales y no a su relevancia en el dosel.

2.3. Caracterización de los bosques de planifolios

Aunque el efecto de siglos de aprovechamientos diversos sigue reconociéndose en la laurisilva de los espacios protegidos estudiados (Arozena *et al.*, 2019), durante las tres últimas décadas el bosque ha ido cambiando. La principal evidencia de ese proceso es la progresiva disminución de ericáceas y el marcado protagonismo de los árboles de hoja plana. Para el estudio de estas expresiones de la laurisilva se han seleccionado cuatro parcelas, dos en Anaga y dos en Garajonay. Del mismo modo que para los bosques con ericáceas, los datos de las parcelas se ordenan en una secuencia de madurez creciente (Figura 3; Tabla 3).

Figura 3. Secciones forestales de los bosques de planifolios



6. Raso de La Bruma. Garajonay. 7. El Cedro. Garajonay. 8. Monte de Nieto. Anaga.
 9. Chamorga. Anaga. Sin indicación de pendiente.

La estructura forestal de cada uno de los lugares inventariados revela diferentes estados dinámicos del bosque. Por lo general, el dosel gana en altura desde El Raso de La Bruma (6) a Chamorga (9), al mismo tiempo que disminuye la densidad de los pies arbóreos, de los brinzales y de las plántulas. La edad media de los árboles también cambia y la homogeneidad general de la longitud de diámetro en Garajonay (6 y 7) difiere de la variedad de edades de Anaga (8 y 9). En relación con la composición florística, el principal rasgo común a todas las parcelas es que ya no hay ningún ejemplar de ericáceas ni de hija (*Prunus lusitanica*) que, aunque es muy rara en La Gomera, es muy abundante en Anaga.

Por otro lado, en las parcelas 6, 7 y 8 se mantienen algunos ejemplares de un taxon que se relaciona mucho con el brezo, la faya (*Morella faya*). En El Cedro y en el Monte de Nieto son los árboles más adultos y tienen una gran diferencia de edad con el resto; esto indica que su presencia fue coetánea a algunos aprovechamientos. Además, a diferencia de las especies del género *Erica*, la faya es muy longeva y permanece mucho tiempo en el dosel, y, una vez adulta, no le perjudica la sombra que le puedan proyectar los demás árboles. El laurel tiende a perder importancia en todos los niveles de altura con el incremento de madurez del bosque, a la vez que otros planifolios adquieren mayor protagonismo (*Persea indica*, *Picconia excelsa* y *Ocotea*

foetens), seguidas muy de lejos por barbusano (*Apollonias barbujana*) (8). Pero quizás lo más llamativo es la progresiva disminución del número de especies arbóreas, desde siete en El Cedro a sólo cuatro en Chamorga; también las integrantes del sotobosque se van limitando a algunos helechos.

Tabla 3. Inventarios de los bosques de planifolios

Nº de inventario	6	7	8	9
UTM 28R	275311	281313	370156	385159
Altitud (m)	1.076	940	770	780
Orientación	SW	NE	NNW	SE
Inclinación (°)	10	10	20	30
Superficie invent. (m²)	500	500	300	350
Estrato arbóreo (m-%)	18-95	25-100	22-100	30-100
Estrato arbustivo (m-%)	--	--	--	--
Estrato herbáceo (m-%)	0,40-70	1-5	0,30-1	0,60-90
Estrato escandente (%)	<3	85	--	--
Proporción Eric.-plan. (%)	0-100	0-100	0-100	0-100
Especies florísticas				
<i>Laurus novocanariensis</i>	5,4	4,4	3,3	2,1
<i>Myrica faya</i>	1,1	2,1	2,1	-
<i>Ilex canariensis</i>	2,3	1,2	+	-
<i>Ilex platyphylla</i>	-	-	-	3,2
<i>Viburnum rigidum</i>	2,3	+	+	-
<i>Persea indica</i>	-	1,1	3,2	-
<i>Ocotea foetens</i>	+	-	-	4,3
<i>Picconia excelsa</i>	-	1,1	3,3	+
<i>Apollonias barbujana</i>	-	-	1,1	-
<i>Dryopteris oligodonta</i>	-	2,1	-	-
<i>Woodwardia radicans</i>	-	-	-	5,5
<i>Asplenium onopteris</i>	-	1,1	+	-
<i>Viola riviniana</i>	-	1,2	-	-
<i>Geranium reutieri</i>	4,5	-	-	-
<i>Cryptotaenia elegans</i>	+	-	-	-
<i>Galium scabrum</i>	+	-	-	-
<i>Aichryson laxum</i>	+	-	-	-
<i>Rubus bollei</i>	+	-	-	-
<i>Hedera canariensis</i>	-	4,4	-	-
<i>Tamus edulis</i>	1,2	-	-	-
<i>Phoenix canariensis</i>	+	-	-	-
Proporción brinzales⁽¹⁾ (%)	25	20	15	<5
<i>Laurus novocanariensis</i> (%)	70	5	<5	<5
Proporción plántulas⁽²⁾ (%)	15	15	<5	<5
<i>Laurus novocanariensis</i> (%)	100	20	5	<5

6. Raso de La Bruma. Garajonay. 7. El Cedro. Garajonay. 8. Monte de Nieto. Anaga. 9. Chamorga. Anaga.

⁽¹⁾ Porcentaje de brinzales de todas las especies; total sobre el que se calcula el de *Laurus novocanariensis*.

⁽²⁾ Porcentaje de plántulas de todas las especies; total sobre el que se calcula el de *Laurus novocanariensis*.

En ninguno de estos lugares hay restos evidentes de explotación agrícola o forestal. Sólo la fisonomía forestal y el grado de pendiente hace pensar que en Raso de La Bruma y en El Cedro (6 y 7) debió haber antiguos cultivos. En el Monte de Nieto la reacción de la laurisilva después del abandono de los usos está más avanzada, pero los datos históricos sitúan en el mismo lugar el topónimo “Huertas de Nieto” (Báez, 2006). La parcela de Chamorga está situada en la cabecera de un barranco, muy próxima a la cumbre, donde algunos desprendimientos han podido romper el bosque en algunos momentos de las últimas décadas, favoreciendo el desarrollo del naranjero salvaje (*Ilex platyphylla*), un taxon relativamente tolerante a la luz; esto también ayudaría a entender la gran abundancia de la píjara (*Woodwardia radicans*), que vive aquí en las condiciones óptimas para el helecho umbrófilo *Athyrium umbrosum*.

2.3.1. La germinación del laurel en los bosques de planifolios

Los datos de la Figura 3 y de la Tabla 3 reflejan que, en las parcelas seleccionadas, los juveniles de *Laurus novocanariensis* van disminuyendo contundentemente sus poblaciones hasta llegar al extremo de Chamorga (9), con un valor inferior al 5% en los dos tamaños analizados. Es cierto que la germinación general parece estar más comprometida en los ambientes muy sombríos de estos bosques tan altos y cerrados, pero también lo es que, habiendo en El Cedro (7) y en El Monte de Nieto un 20 y un 15% respectivamente de recubrimiento de los brinzales, los laureles de esa talla no superan el 5% del total.

Dentro de esa tendencia tan evidente, sorprende la gran importancia relativa del laurel en Raso de La Bruma (6), respecto al bajo nivel del grupo total de juveniles en ese lugar. Este dato, superior al del bosque de ericáceas de La Hija Cambada.3 (5), quizá se deba a que el dosel un poco más abierto facilite una mayor luminosidad a la altura del suelo.

Teniendo en cuenta que la sombra dificulta la germinación, aun habiendo disponibilidad de propágulos en el banco de semillas, sería oportuno tener en cuenta que el tapiz continuo de helechos (*Woodwardia radicans*) de Chamorga (9) también puede contribuir a la escasez de brinzales y a la práctica ausencia de plántulas en ese lugar.

3. CONCLUSIONES PROVISIONALES

Las características del bosque de los lugares inventariados evidencian que cuando las pioneras ya han desaparecido del dosel hay una disminución de la germinación de las especies arbóreas. Pero lo más relevante para este estudio es que, dentro de esta pauta general de comportamiento, a medida que la laurisilva va ganando madurez los juveniles de *Apollonias barbujana*, *Picconia excelsa*, *Persea indica* y *Ocotea phoetens* ganan protagonismo en detrimento de los de *Laurus novocanariensis*, incluso cuando esta especie mantiene una similar importancia en el dosel. Así, la información que se presenta permite detectar una clara tendencia a favor de la hipótesis planteada.

No obstante, sería conveniente disponer de una serie cronológica más larga y de un mayor número de parcelas de análisis para poder corroborar las ideas expuestas. Por tanto, este trabajo sienta las bases para seguir investigando y avanzar en el conocimiento de cuáles serán los rasgos generales de una laurisilva más madura. De momento, ya se puede partir de la idea de que probablemente habrá menos laurel y de que la estrategia reproductiva más frecuente será, como en las grandes selvas, la vegetativa.

Agradecimientos

Esta investigación se ha podido realizar gracias al apoyo institucional de la Oficina Técnica del Parque Nacional de Garajonay y del Área de Sostenibilidad, Medio Ambiente y Seguridad del Cabildo de Tenerife

REFERENCIAS

- Arozena, M.E.; Beltrán, E.; Panareda, J.M. (2007). *Prunus lusitanica* L. ssp. *Hixa* (Willd.) Franco, indicator of the dynamic state of the Anaga forests (Tenerife Island, Canaries, Spain). *3rd Biennial Conference of the IBS*. Tenerife: Canary Islands, Spain.
- Arozena, M.E.; Panareda, J.M.; Beltrán, E. (2008). El significado dinámico de los matorrales de *Erica platycodon* en las cumbres del Macizo de Anaga, Tenerife (Islas Canarias, España). *Lazaroa*, 29: 101-115.
- Arozena, M.E.; Panareda, J.M.; Beltrán, E. (2009). Aproximación a la dinámica de recuperación espontánea de la laurisilva del Parque Rural de Anaga (Tenerife. Islas Canarias). En: Real, R.; Márquez, A.L. (Eds.). *Biogeografía. Scientia Universitatis*. Málaga: Ministerio de Ciencia e Innovación, Universidad de Málaga, Junta de Andalucía: 25-31.
- Arozena, M.E.; Panareda, J.M.; Rivero, B.; Correa, J.M. (2012). Distribución, ecología, aprovechamiento y significado dinámico de *Persea indica* (L.) Spreng en Tenerife y La Gomera. I. Canarias. En: Cunill, R.; Pélachs, A.; Pérez-Obiol, R.; Soriano J.M. (Eds.). *Las zonas de Montaña: Gestión y Biodiversidad*. Barcelona: GRAMP, Fundació Catalunya Caixa Món Natura Pirineus: 87-93.
- Arozena, M.E.; Panareda, J.M. (2013). Forest transition and biogeographic meaning of the current laurel forest landscape in Canary Islands, Spain. *Physical Geography*, 34-3: 211-235. doi:10.1080/02723646.2013.817181.
- Arozena, M.E.; Panareda, J.M.; Figueiredo, A. (2016). El papel de *Myrica faya* como indicador de la dinámica del paisaje de la laurisilva en Canarias y Madeira. En: Gómez Zotano, J.; Arias García, J.; Olmedo Cobo, J.A.; Serrano Montes, J.L. (Eds.). *Avances en Biogeografía. Áreas de Distribución: entre puentes y barreras*. Granada: EUG. Tundra: 601-611.
- Arozena Concepción, M.E.; Panareda Clopés, J.M.; Martín Febles, V.M. (2017). *Los paisajes de la Laurisilva Canaria*. Santa Cruz de Tenerife: Kinnamon.
- Arozena, M.E.; Panareda, J.M. (2019). Árboles viejos, bosques maduros y paisaje natural. Una reflexión geográfica acerca de la dinámica de la laurisilva canaria. *Vieraea*, 46: 541-572. doi:10.31939/vieraea.2019.46.tomo02.04.
- Arozena, M.E.; Panareda, J.M.; Figueiredo, A. (2019). The footprint of land use on the Macaronesian laurel forest landscape: an underestimated driving factor in protected areas. *Bosque*, 40(3): 299-313. doi:10.4067/S0717-92002019000300299.
- Báez Hernández, F. (2006). *La comarca de Tegueste (1497-1550). Un modelo de organización del espacio a raíz de la conquista*. Tenerife: I. Ayto. de la Villa de Tegueste, Excmo. Cabildo de Tenerife.
- Figueiredo, A.; Arozena, M.E.; Panareda, J.M. (2016). The dynamics of *Ocotea foetens* (Lauraceae) on current laurel forest of Macaronesia. *Island Biology 2016. International Conference on Island Evolution, Ecology and Conservation*. Azores: Angra do Heroísmo, Portugal.

LOS PASTIZALES ALTIMONTANOS Y SUBALPINOS DE LOS PUERTOS DEL ARAMO (ASTURIAS)

Salvador Beato, José Luis Marino, Miguel Ángel Poblete y José Manuel Rodríguez

Dpto. Geografía. Universidad de Oviedo.

beatosalvador@uniovi.es; jolumarino@gmail.es; mpoblete@uniovi.es; jmberdasko@hotmail.com

RESUMEN

Los Puertos del Aramo han servido como pastizales de montaña desde tiempos inmemoriales, caracterizados por el pasto en abierto de una cabaña mixta y amplia ligada a las actividades tradicionales que organizaban el usufructo del territorio. Sin embargo, los recientes cambios socioeconómicos están produciendo transformaciones paisajísticas como la expansión de las formaciones arbustivas en detrimento de los pastos herbáceos. Para conocer cómo están afectando estas nuevas pautas al paisaje y los recursos ganaderos del Aramo, se realiza un transecto biogeográfico a fin de efectuar herborizaciones a diferentes altitudes dentro de los pisos subalpino y altimontano. El objetivo de los inventarios es precisar la composición florística actual de los pastos y comparar los resultados con la información bibliográfica y cartográfica existente hasta la fecha, en busca de posibles cambios o inexactitudes. Como resultados más destacables podemos señalar el dominio de los taxones indiferentes edáficamente en los pastos y la importancia de los acidófilos, así como la destrucción de la vegetación en las zonas masificadas y la expansión de plantas asociadas a la actividad antrópica.

Palabras clave: patrimonio vegetal, inventarios fitosociológicos, pastos, Aramo, Asturias.

ABSTRACT

The Puertos del Aramo have served as mountain pastures since time immemorial. Its cattle use has been characterized by the open grass of a mixed and wide cabin linked to the traditional activities that organized the usufruct of the territory. However, the recent socio-economic changes are producing landscape transformations, mainly, the expansion of shrub formations to the detriment of pastures. To know how these new patterns are affecting herbaceous formations, a biogeographic transect is made in order to make herbalizations at different altitudes within the subalpine and altimontane belts. The objective of the inventories is to specify the current floristic composition of the pastures and compare the results with the bibliographic and cartographic information existing to date, looking for possible changes or inaccuracies. As more remarkable results we can point out the dominance of taxa indifferently edaphically in pastures and the importance of acidophilus, despite being in a limestone environment. On the other hand, the destruction of vegetation in the crowded areas and the expansion of plants associated with anthropic activity.

Keywords: vegetable heritage, phytosociological inventory, pasture, Aramo, Asturias.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Beato, S.; Marino, J.L.; Poblete, M.A.; Rodríguez J.M. (2020). Los pastizales altimontanos y subalpinos de los Puertos del Aramo (Asturias). Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 459-468.

1. INTRODUCCIÓN

Los pastos cantábricos, concretamente los asturianos, fueron objeto de estudio en las últimas décadas del siglo pasado por su interés florístico, ecológico, fitosociológico y socioeconómico (Mayor *et al.*, 1973, 1977, 1978; Díaz y Fernández, 1994; INDUROT, 1994). Más recientemente, su patrimonialización debido a los importantes cambios culturales y paisajísticos ha resultado en publicaciones que argumentan su valor en las distintas regiones del Estado español (p.e. Argamenteoría, 2004) y para la UE (p.e. Remón *et al.*, 2009). Igualmente, abundantes son los estudios de caso sobre las producciones forrajeras, herbáceas en general, y sus beneficios económicos y ecológicos (p.e. Argamenteoría *et al.*, 2010).

En efecto, los pastos de montaña han constituido tradicionalmente un patrimonio que ha jugado un papel trascendental en la subsistencia de las aldeas y las economías regionales. Sin embargo, el despoblamiento del medio rural ha posibilitado la expansión de las formaciones arbustivas en detrimento de los pastos debida a una menor presión ganadera y al dominio de la producción vacuna. En la Sierra del Aramo, cuyas cumbres son conocidas como Puertos del Aramo en referencia explícita a su aprovechamiento ganadero, ha habido una reducción drástica en el pasto. Según Beato *et al.* (2019a), la cubierta herbácea pasó de 4.396 ha en 1957 (30,13% de la sierra) a 1.884 en 2015 (12,91%): una disminución del 17,22% frente al aumento del matorral de un 10,35% y de la cubierta forestal del 17,8%. Por otro lado, su uso ganadero se ha caracterizado por el pasto en abierto de una cabaña mixta y amplia ligada a las actividades tradicionales que organizaban el usufructo del territorio. Sin embargo, en la actualidad la ganadería está destinada casi absolutamente a la producción cárnica de vacuno con connotaciones importantes en el paisaje. En concreto, la concentración del ganado en las zonas de fácil acceso con vehículos y con aprovisionamiento de agua está introduciendo cambios edáficos y florísticos relevantes en aquellos lugares (Beato, 2018). Las zonas más alejadas, en cambio, han quedado a expensas de la sucesión vegetal natural, los factores climático-geomorfológicos y la fauna salvaje. En este sentido, cabe preguntarse cómo están afectando estas nuevas pautas a las formaciones herbáceas, como elementos del paisaje y recurso ganadero. Hoy en día, además, tienen un valor añadido que estriba en su patrimonialización como elemento integrante del paisaje de montaña (Serrano, 2012; Martínez, 2016).

Para responder a esta cuestión, se realiza un transecto biogeográfico a fin de efectuar herborizaciones a diferentes altitudes dentro de los pisos subalpino y altimontano y analizar el estado de la cubierta vegetal herbácea. El objetivo de los inventarios es precisar la composición florística actual de los pastos y comparar los resultados con la información bibliográfica y cartográfica existente hasta la fecha, en busca de posibles cambios o inexactitudes.

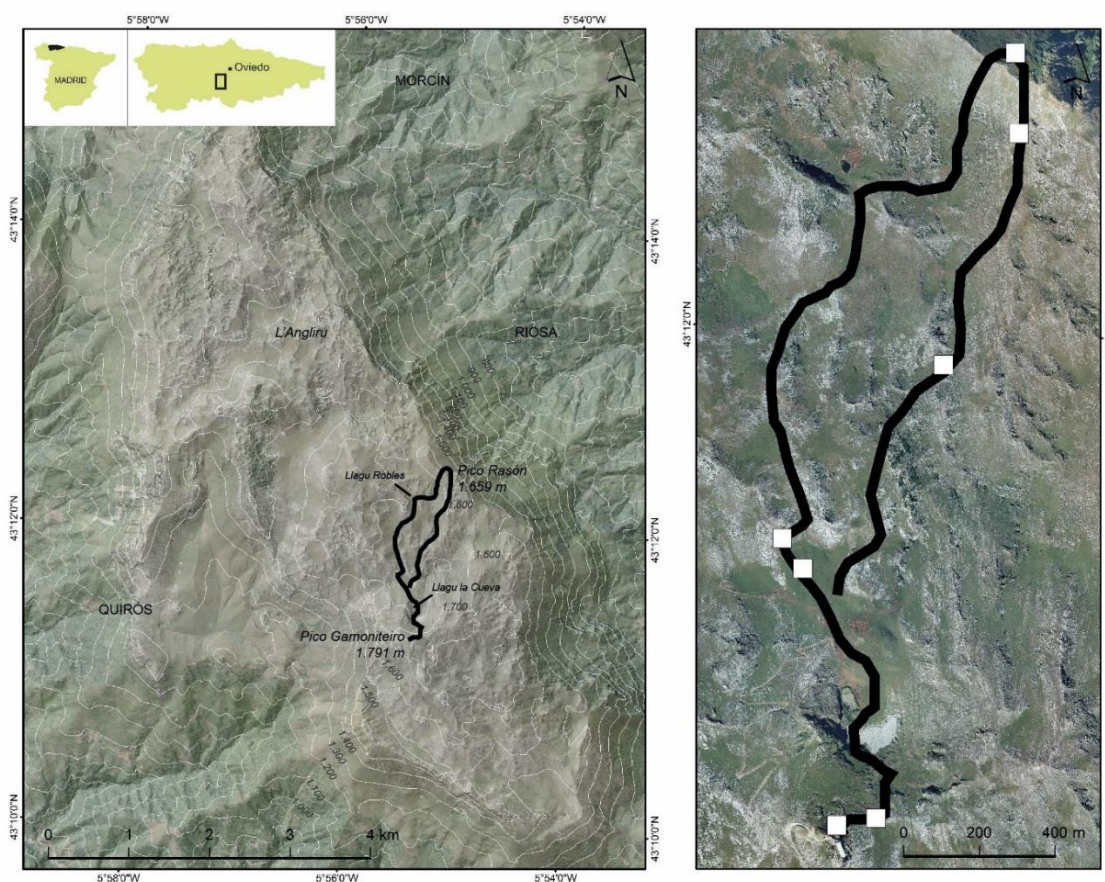
2. MATERIALES Y MÉTODOS

El punto de partida metodológico ha sido una revisión bibliográfica exhaustiva de estudios botánicos, biogeográficos y cartográficos (sobre formaciones vegetales herbáceas) realizados en la Cordillera Cantábrica, fundamentalmente en Asturias. Por otra parte, el método ha consistido en el trabajo de campo, en concreto, la elaboración de inventarios y minutas cartográficas. El objetivo de las herborizaciones fue precisar la composición florística de los pastos herbáceos y comparar los resultados con la información bibliográfica y cartográfica, en busca de posibles cambios o inexactitudes. Para ello, se diseñó un transecto altitudinal desde el pico Gamoniteiro (1.791 m s.n.m.) hasta la parte alta de la Cuesta de Riosa, bajo el pico Rasón a unos 1.600 m de altitud, comprobando la situación geoecológica dentro de los pisos subalpino y altimontano. Se realizaron muestreos aleatorios tratando de conocer las formaciones

herbáceas en distintos geotopos (roquedos de alta pendiente, depósitos de arcillas, umbrías y solanas de suelos esqueléticos, zonas de concentración del ganado, etc.) entre los cuales se seleccionaron 7 parcelas de 5 x 5 m (que fueran representativas y sirvieran de modelo de las diferentes localizaciones posibles), en las que se inventarió de forma exhaustiva la composición florística (Figura 1). En el inventario se recogieron todos los taxones presentes y se trató de conocer su rol en la formación herbácea atendiendo a criterios fitosociológicos de abundancia-dominancia. Asimismo, se recogieron datos básicos sobre la topografía (orientación, altitud), la unidad geomorfológica, el tipo de suelo y sus características, la intensidad de uso, etc.

Figura 1. Localización del área de estudio y del transecto biogeográfico efectuado

Fuente: elaboración propia a partir de la información cartográfica digital del Instituto Geográfico Nacional.



En cuanto al área general de estudio, la Sierra del Aramo es una unidad de media montaña calcárea, localizada a unos 20 km al suroeste de Oviedo (Figura 1). Su plataforma culminante es una sucesión de picos cónicos y otros afloramientos rocosos calizos que se alternan con depresiones (dolinas y valles secos) muchas de estas colmatadas por arcillas de descalcificación. Según Beato (2018) por encima de los 700 m s.n.m. esta unidad montana presenta climas de tipo fresco (Cfsc) y frío (Dfsc). En cuanto a los termotipos, el mismo autor señala la existencia del Supratemplado (Montano) y el Orotemplado (Subalpino) junto a los ombrotipos Húmedo e Hiperhúmedo. Por otro lado, la Sierra del Aramo se halla biogeográficamente entre las subprovincias Cántabro-Atlántica y Orocantábrica, presenta tres pisos bioclimáticos, un amplio abanico de geotopos y una explotación antrópica milenaria.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La plataforma culminante del Aramo, por debajo del límite superior del bosque, está dominada por afloramientos rocosos y formaciones herbáceas originadas por la actividad antrópica, tal y como se podría suponer y como indican recientes estudios paleoecológicos (Beato *et al.*, 2019b). Se corresponden con etapas muy regresivas de sustitución de diferentes comunidades arbóreas y arbustivas climácicas, si bien podrían persistir en tales condiciones algunos parches herbáceos en los roquedos subalpinos. Esta es otra de las razones que justifica la variedad de pastos junto al manejo continuo por parte de las comunidades locales y la diversidad geocológica (topografía, suelos, orientación, altitud).

3.1. Revisión bibliográfica y cartográfica

En cuanto a la composición florística de los pastos cantábricos, el estudio de Mayor *et al.* (1973) ya ponía de manifiesto la dificultad de determinar asociaciones fitosociológicas puras. No obstante, a grandes rasgos se establecen las clases *Molino-Arrhenatheretea* para los pastos comunes de diente cantábricos, *Festuco hystricis-Ononidetia striatae* para los céspedes psicroxerófilos, *Festuco-Brometea* para las formaciones herbáceas subalpinas y *Nardietea strictae* en lo que respecta a las formaciones herbáceas densas más acidófilas y, generalmente, dominadas por el cervuno. Los inventarios de Navarro (1974) corroboraban en el Aramo esta conclusión general y también llamaban la atención sobre el carácter de la cubierta herbácea: a modo de mosaico muy fragmentado y heterogéneo en función de los cambios de facies edáficas, la cercanía a otras formaciones vegetales, los usos antrópicos y la vegetación cabecera u original de la serie. Dicho autor identifica en el Aramo las asociaciones:

- *Lino-Cynosuretum* (con *Gaudinia fragilis*, *Linum bienne*, *Prunella vulgaris*, *Lolium perenne*), *Gaudmio-Festucetum pratensis* (*Gaudinia fragilis*, *Festuca pratensis*, *Leontodon hispidus*, *Trisetum flavescens*), *Malvo-Arrhenatheretum* (*Malva moschata*, *Arrhenatherum elatius*, *Tragopogon pratensis*, *Anthyllis vulneraria* subsp. *iberica*). Se trata de prados de siega y diente, etapa serial de bosques planocaducifolios (clímax: *Quercus-Fagetia*).
- *Cirsio-Brometum* (*Bromus erectus*, *Brachypodium pinnatum*, *Asperula cynanchica*). Pastizales que cubren buena parte de la región clímax del hayedo calizo.

Sin alcanzar el nivel de asociación, Navarro (1974) también señala la importancia de los pastizales psicroxerófilos sobre sustratos calcáreos del entorno del Gamoniteiro, esto es, la alianza *Festucion burnatii* (*Erodium petraeum* subsp. *glandulosum*, *Helianthemum croceum* subsp. *cantabricum*, *Saxifraga conferta*, *Festuca burnatii*); y formaciones cespitosas de pastizales generalmente altitudinales (cervunales) de la alianza *Nardo-Galium saxatilis* de suelos montanos ácidos caracterizada por *Polygala vulgaris*, *Polygala serpyllifolia*, *Galium saxatile*, *Serratula tinctoria* subsp. *seoanei*.

Otra referencia la encontramos en la cartografía temática ambiental del Principado de Asturias a escala 1:25.000. En el mapa de vegetación, hoja 52, la plataforma culminante del Aramo se halla cubierta en buena medida por céspedes psicroxerófilos de la asociación *Festucetum burnatii* (*Festuca burnatii*, *Festuca hystrix*, *Arenaria aggregata* ssp. *cantabrica*, *Koeleria vallesiana*). No obstante, también se identifican algunos pequeños parches de *Bromo erecti-Caricetum brevicollis* (*Brachypodium pinnatum* ssp. *rupestre*, *Bromus erectus*, *Carex brevicollis*) y, en las zonas de suelos más desarrollados, pastos de la asociación *Merendero pyrenaicae-Cynosuretum cristati* (*Cynosurus cristatus*, *Lolium perenne*, *Agrostis, tenuis*, *Festuca rubra*). Aunque la escala del trabajo no permite excesiva precisión y las asociaciones vegetales coinciden con los trabajos previos, la delimitación no parece acertada, toda vez que

los céspedes psicroxerófilos tienen un protagonismo que Navarro (1974) no daba en absoluto. Finalmente, hay que mencionar que se ha consultado la cartografía digital de hábitats de interés comunitario del MAGRAMA, en la que se acotan de forma profusa cervunales acidófilos, citados también por Navarro (1974), pero con una delimitación a todas luces desmesurada.

3.2. Estado actual de los pastos

En las últimas décadas se han producido cambios socioeconómicos globales con repercusiones locales bien conocidas como la expansión del matorral y nuevas formas de explotación ganadera, especialmente, la disminución de empresas o propietarios y su tecnificación. En este sentido, cabe señalar como primer resultado del transecto, la observación de la concentración del ganado en el entorno del Llagu la Cueva, bajo el Gamoniteiro (con acceso para vehículos y aprovisionamiento de agua). En esta zona, el suelo está muy nitrificado y la presencia de vegetación nitrófila y ruderal asociada a actividades antrópicas es lo más relevante, junto con el pisoteo y la consiguiente erosión. La situación se repite en cierta medida junto al Llagu Robles. Por el contrario, fuera de estos enclaves no se ha percibido apenas la presencia de animales domésticos. En cuanto al proceso de matorralización, este no se muestra en los pastos sobre suelos profundos y escasamente en algunos afloramientos rocosos, donde algunas manchas de escoba cantábrica (*Cytisus cantabricus*), aulaga (*Genista hispanica* subsp. *occidentalis*) y, sobre todo, avellano (*Corylus avellana*) se están densificando. Esto concuerda con los datos aportados por Beato *et al.* (2019a) que indican cómo la expansión del matorral es mucho menor en la plataforma culminante que en las laderas de la Sierra del Aramo.

3.3. Nuevos inventarios

En efecto, los pastos cacuminales del Aramo no son un continuo, sino que conviven con afloramientos rocosos y derrubios y presentan parches diferenciados debido a una intensidad mayor o menor en los usos y, por supuesto, al diferente grado de profundidad y permeabilidad del suelo. Para el conjunto, cabe reseñar la presencia de *Carex brevicollis* en todos los inventarios realizados, herbácea perenne y cespitosa de las ciperáceas que suele ser evitada por el ganado. Destaca por su porte relativamente elevado sobre los pastos pacidos y su dispersión en pequeñas matas. Se trata de una planta indicadora de sequedad y alcalinidad edáficas propias de áreas calizas y karstificadas elevadas como esta sierra. Por el contrario, *Chamaespartium sagittale* asimismo sobresaliente en el horizonte herbáceo indica suelos moderadamente ácidos y secos, extendiéndose ampliamente por los pastos más densos. También de flores amarillas, pero mucho más cosmopolitas, son otras sufruticasas, *Helianthemum canum* y *Helianthemum nummularium*. Son comunes tanto en los céspedes continuos como en los parches rupícolas y de suelos esqueléticos entre pedregales y roquedos.

En la parte más alta del transecto se realizaron dos inventarios: uno en la cara Norte del Gamoniteiro, a 1.750 m s.n.m., en un sector en el que se alternan la roca madre descubierta, pequeños depósitos de bloques y retazos de pasto; el otro, a naciente y unos 20 m por debajo del anterior donde una formación edáfica más estable y profunda permite el desarrollo de un herbazal denso. En ambos casos, las herbáceas predominantes son *Carex brevicollis*, *Festuca burnatii*, *Helianthemum nummularium* y *Bromus erectus* (Tabla 1). Están acompañadas de *Carex sempervirens*, *Helianthemum canum* y *Saxifraga granulata*, mientras que en los roquedos conviven con *Berberis vulgaris* subsp. *cantabrica*, *Juniperus alpina*, *Saxifraga canaliculata* y *Saxifraga trifurcata*.

Tabla 1. Inventarios subalpinos

Taxón	Altitud - Orientación - Pendiente	
	1.730 - E - 50°	1.750 - N - 20°
<i>Carex brevicollis</i> DC.	2,2	2,2
<i>Festuca burnatii</i> St-Yves	2,2	2,2
<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill.	2,2	2,2
<i>Bromus erectus</i> Huds.	2,2	1,2
<i>Carex sempervirens</i> Willd.	2,1	1,1
<i>Anthyllis vulneraria</i> L.	2,1	-
<i>Carex ornithopoda</i> Willd. subsp. <i>ornithopoda</i>	2,1	-
<i>Sesleria albicans</i> Kit. ex Schult.	2,1	1,1
<i>Helianthemum canum</i> (L.) Baumg	1,1	2,1
<i>Saxifraga granulata</i> L.	1,1	2,1
<i>Cerastium arvense</i> L.	1,1	1,1
<i>Alchemilla catalaunica</i> Rothm.	1,1	1,1
<i>Dianthus hyssopifolius</i> L.	1,1	1,1
<i>Vicia pyrenaica</i> Pourret	1,1	1,1
<i>Plantago lanceolata</i> L.	1,1	-
<i>Thymus praecox</i> Opiz	1,1	-
<i>Bellis perennis</i> L.	1,1	-
<i>Cruciata glabra</i> (L.) Ehrend.	1,1	-
<i>Galium verum</i> L.	1,1	-
<i>Globularia nudicaulis</i> L.	1,1	-
<i>Hieracium mixtum</i> Froel.	1,1	-
<i>Leontodon hispidus</i> L.	1,1	-
<i>Lotus corniculatus</i> L.	1,1	-
<i>Pilosella officinarum</i> F.W. Schultz & Sch.Bip.	1,1	-
<i>Plantago alpina</i> L. subsp. <i>alpina</i>	1,1	-
<i>Poa alpina</i> L.	1,1	-
<i>Potentilla crantzii</i> (Crantz) Beck ex Fritsc	1,1	-
<i>Ranunculus carinthiacus</i> Hoppe	1,1	-
<i>Sanguisorba minor</i> Scop	1,1	-
<i>Scilla verna</i> Huds.	1,1	-
<i>Trifolium pratense</i> L.	1,1	-
<i>Berberis vulgaris</i> subsp. <i>cantabrica</i> Rivas Mart., T.E. Díaz, Fern.Prieto...	-	3,3
<i>Helianthemum croceum</i> (Desf.) Pers. subsp. <i>cantabricum</i> Laínz.	-	3,2
<i>Juniperus alpina</i> (Suter) S.F. Gray	-	2,2
<i>Saxifraga canaliculata</i> Boiss and Reuter ex Engler	-	2,2
<i>Saxifraga trifurcata</i> Schrad.	-	2,2
<i>Veratrum album</i> L.	-	2,2
<i>Koeleria vallesiana</i> (Sut.) Gaud	-	1,1
<i>Campanula arvatica</i> subsp. <i>arvatica</i> Lag.	-	1,1
<i>Carduus nutans</i> L.	-	1,1
<i>Chamaespartium sagittale</i> (L.) P.E. Gibbs	-	1,1
<i>Daphne laureola</i> L. s.l.	-	1,1
<i>Myosotis alpestris</i> F. W. Sch.	-	1,1
<i>Poa pratensis</i> L.	-	1,1
<i>Polystichum lonchitis</i> (L.) Roth	-	1,1
<i>Ranunculus thora</i> L.	-	1,1
<i>Ribes petraeum</i> Wulfen	-	1,1

Al Norte del Llagu de la Cueva se realizaron otros dos inventarios. El primero a 1.510 m s.n.m. en el fondo de una dolina sometida a una presión ganadera elevada. Se trata de una cubierta relativamente densa y de composición pobre en especies. El segundo se llevó a cabo en una ladera orientada al Sur sobre la depresión anterior para analizar una formación herbácea desarrollada sobre un suelo raquíptico. Efectivamente, es una comunidad escasamente tupida, interrumpida por pedregales y afloramientos rocosos, relacionada con los céspedes psicroxerófilos (Tabla 2).

Tabla 2. Inventarios altimontanos

Taxón	Altitud - Orientación - Pendiente	
	1.510 - X - 0°	1.550 - S - 30°
<i>Galium verum</i> L.	2,2	-
<i>Plantago media</i> L.	2,2	-
<i>Trifolium repens</i> L.	2,1	-
<i>Achillea millefolium</i> L.	1,1	-
<i>Bellis perennis</i> L.	1,1	-
<i>Carex brevicollis</i> DC.	1,1	1,1
<i>Cirsium eriophorum</i> (L.) Scop.	1,1	-
<i>Eryngium bourgatii</i> Gouan.	1,1	-
<i>Festuca gr. rubra</i> L.	1,1	-
<i>Lotus corniculatus</i> L.	1,1	-
<i>Pilosella officinarum</i> F.W. Schultz & Sch.Bip.	1,1	-
<i>Plantago alpina</i> L. subsp. <i>alpina</i>	1,1	-
<i>Poa pratensis</i> L.	1,1	-
<i>Ranunculus bulbosus</i> L.	1,1	-
<i>Malva moschata</i> L.	+	-
<i>Helianthemum canum</i> (L.) Baumg	-	2,1
<i>Anthyllis vulneraria</i> L.	-	1,1
<i>Carduncellus mitissimus</i> (L.) DC.	-	1,1
<i>Cerastium arvense</i> L.	-	1,1
<i>Euphorbia flavicomis</i> DC.	-	1,1
<i>Festuca burnatii</i> St-Yves	-	1,1
<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill.	-	1,1
<i>Hippocrepis comosa</i> L.	-	1,1
<i>Koeleria vallesiana</i> (Sut.) Gaud	-	1,1
<i>Linaria supina</i> subsp. <i>supina</i> (L.) Chaz.	-	1,1
<i>Plantago lanceolata</i> L.	-	1,1
<i>Ranunculus gramineus</i> L.	-	1,1
<i>Sedum acre</i> L.	-	1,1
<i>Sideritis hyssopifolia</i> L. s.l.	-	1,1
<i>Teucrium pyrenaicum</i> L.	-	1,1
<i>Thymus praecox</i> Opiz	-	1,1
<i>Acinos alpinus</i> (L.) Moench.	-	1,1

Por otra parte, se inventarió un pastizal acidófilo en las inmediaciones de La Fluría que sirviera de modelo de los múltiples parches de este tipo que se hallan entre los céspedes altimontanos (Tabla 3). En estas comunidades no se ha herborizado *Nardus stricta*, no obstante,

las especies de preferencias ácidas son varias. Destaca *Jasione laevis* con una elevada impronta en el tapiz vegetal. Le acompañan *Carex pilulifera* y *Potentilla erecta*, así como otros taxones moderadamente acidófilos como *Hypochoeris radicata*.

Tabla 3. Inventarios altimontanos

Taxón	Altitud - Orientación - Pendiente		
	1.550 - O - 15°	1.600 - E - 40°	1.580 - O - 25°
<i>Festuca gr. rubra</i> L.	1,1	2,2	-
<i>Anthyllis vulneraria</i> L.	-	2,1	2,1
<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill.	-	2,2	2,2
<i>Carex brevicollis</i> DC.	1,1	1,1	2,1
<i>Sanguisorba minor</i> Scop	1,1	1,1	1,1
<i>Thymus praecox</i> Opiz	1,1	1,1	1,1
<i>Eryngium bourgatii</i> Gouan.	-	1,1	1,1
<i>Globularia nudicaulis</i> L.	-	1,1	1,1
<i>Helianthemum canum</i> (L.) Baumg	-	1,1	1,1
<i>Helictochloa pratensis</i> subsp. <i>iberica</i> (St.-Yves)	-	1,1	1,1
<i>Lotus corniculatus</i> L.	-	1,1	1,1
<i>Teucrium pyrenaicum</i> L.	-	1,1	1,1
<i>Asperula cynanchica</i> (Bauhin) L.	-	1,1	-
<i>Aster alpinus</i> L.	-	1,1	-
<i>Briza media</i> L.	-	1,1	-
<i>Hippocrepis comosa</i> L.	-	1,1	-
<i>Libanotis pyrenaica</i> (L.) O. Schwarz.	-	1,1	-
<i>Minuartia verna</i> (L.) Hiern.	-	1,1	-
<i>Plantago media</i> L.	-	1,1	-
<i>Potentilla crantzii</i> (Crantz) Beck ex Fritsc	-	1,1	-
<i>Rhinanthus minor</i> L.	-	1,1	-
<i>Sideritis hyssopifolia</i> L. s.l.	-	1,1	-
<i>Jasione laevis</i> Lam.	2,2	-	-
<i>Carex pilulifera</i> L.	2,1	-	-
<i>Potentilla erecta</i> (L.) Rauschel	2,1	-	-
<i>Bellis perennis</i> L.	1,1	-	-
<i>Chamaespartium sagittale</i> (L.) P. Gibbs.	1,1	-	-
<i>Galium verum</i> L.	1,1	-	-
<i>Hypochoeris radicata</i> L.	1,1	-	-
<i>Linaria supina</i> subsp. <i>supina</i> (L.) Chaz.	1,1	-	-
<i>Plantago lanceolata</i> L.	1,1	-	-
<i>Trifolium repens</i> L.	1,1	-	-
<i>Genista hispanica</i> L. subsp. <i>occidentalis</i> Rouy	-	-	3,3
<i>Rhamnus alpina</i> L.	-	-	2,1
<i>Berberis vulgaris</i> subsp. <i>cantabrica</i> Rivas Mart., T.E. Díaz...	-	-	1,1
<i>Brachypodium pinnatum</i> (L.) P. Beauv.	-	-	1,1
<i>Bromus erectus</i> Huds.	-	-	1,1
<i>Cerastium arvense</i> L.	-	-	1,1
<i>Crepis albida</i> Vill. subsp. <i>asturica</i> (Lacaita & Pau) Babç.	-	-	1,1
<i>Daphne laureola</i> L. s.l.	-	-	1,1
<i>Erica vagans</i> L.	-	-	1,1

Taxón	Altitud - Orientación - Pendiente		
	1.550 - O - 15°	1.600 - E - 40°	1.580 - O - 25°
<i>Euphorbia flavicoma</i> DC.	-	-	1,1
<i>Juniperus alpina</i> (Suter) S.F. Gray	-	-	1,1
<i>Koeleria vallesiana</i> (Sut.) Gaud	-	-	1,1
<i>Senecio doronicum</i> (L.) L.	-	-	1,1
<i>Teucrium pyrenaicum</i> L.	-	-	1,1

Una vez más, la presencia de *Carex brevicollis* es generalizada. También lo es de *Chamaespartium sagittale* que en esta zona de las inmediaciones del Llagu Robles destaca junto al cardo *Eryngium bourgatii* y los heliantemos *Helianthemum canum* y *Helianthemum nummularium*. Se van alternando el espacio con formaciones de mayor porte que pueblan los roquedos anunciando una nueva recolonización por parte de *Cytisus cantabricus*, *Berberis vulgaris* subsp. *cantabrica*, *Rhamnus alpina*, *Sorbus aria* y *Sorbus aucuparia*. La importancia general de los taxones acidófilos puede tener que ver con la acidificación de los suelos por lixiviación debida a las importantes precipitaciones, a la existencia de depósitos de arcillas de descalcificación y por la nitrificación originada por el abono animal.

A medida que ascendemos hacia el pico Rasón por su cara oriental, la cubierta herbácea se vuelve más rala y el sustrato esquelético y pedregoso. Las comunidades vegetales son, sin embargo, ricas en especies. Así, a las comunes *Bromus erectus*, *Cerastium arvense*, *Koeleria vallesiana*, *Sanguisorba minor*, *Teucrium pyrenaicum* y *Thymus praecox* se unen otras herbáceas como el lastón *Brachypodium pinnatum*. Hacia el Sur estos pastos se intercalan entre afloramientos rocosos, en los que se establecen formaciones arbustivas dominadas por *Genista hispanica* subsp. *occidentalis*, *Rhamnus alpina*, *Erica vagans*, *Berberis vulgaris* subsp. *cantabrica*, *Juniperus alpina* y *Daphne laureola*. En la otra vertiente, ya sobre la Cuesta de Riosa a 1.600 m, hacia naciente, se abren algunos pastos muy densos y ricos florísticamente dominados por *Festuca rubra*, *Anthyllis vulneraria*, *Helianthemum nummularium* y, una vez más, por *Carex brevicollis*, *Eryngium bourgatii* y *Helianthemum canum*. En ellos son relativamente abundantes algunas orquidáceas como *Nigritella gabasiana* Teppner & E. Klein.

4. CONCLUSIONES

Los pastizales altimontanos y subalpinos del Aramo presentan una variedad relativamente amplia conforme a las distintas situaciones geocológicas de este enclave, con transiciones graduales entre las diferentes comunidades y un buen número de taxones coincidentes en casi todas ellas o que sirven de excepción a las categorizaciones edafo-fitosociológicas. Como conclusiones más reseñables podemos señalar el dominio en los pastos de los taxones indiferentes edáficamente y la importancia de los acidófilos, a pesar de encontrarnos en un ambiente calcáreo. En el transecto no se ha detectado el cervuno, a pesar de que aparece en los inventarios de Navarro (1974) y que la cartografía de hábitats de interés comunitario, de imprecisión bien conocida, delimita extendidos cervunales en los fondos de los valles secos. El mapa de vegetación del Principado de Asturias tampoco presenta un detalle adecuado y los polígonos no parecen ajustarse a la realidad cartografiada, con una extensión excesiva de los céspedes psicroxerófilos. Las inexactitudes de ambas fuentes cartográficas se pueden justificar por su generalidad, la falta de trabajo de campo y la escala inadecuada. Por otra parte, la destrucción de la vegetación en las zonas masificadas y la expansión de plantas asociadas a la

actividad antrópica es evidente en el entorno del Llagu de la Cueva y el Llagu Robles. Respecto al proceso de matorralización no se han obtenido conclusiones destacables.

En definitiva, es necesario realizar una cartografía más precisa sobre la base de múltiples inventarios de estas formaciones herbáceas para caracterizar correctamente los pastizales de la Sierra del Aramo y actualizar la información, toda vez que constituyen un importante patrimonio agroganadero y paisajístico. Igualmente, se debe hacer un seguimiento continuado de la evolución de los cortejos florísticos y la extensión de estas comunidades para contribuir al conocimiento biogeográfico de la distribución y dinámica de la vegetación.

REFERENCIAS

- Argentería, A. (Coord.) (2004). *Tipificación, cartografía y evaluación de los pastos españoles: Cartografía de los pastos de Asturias*. Documento inédito. SEEP, INIA, SERIDA, INDUROT.
- Argentería, A.; Martínez-Martínez, A.; Martínez-Fernández, A. (2010). Producción ecológica de pastos y forrajes frente al método convencional. *Vida Rural*, 303: 34-38.
- Beato Bergua, S. (2018). *El patrimonio natural de la Sierra del Aramo (Montaña Central Asturiana) y la evolución de su paisaje*. Oviedo: Universidad de Oviedo, Dpto. Geografía: Tesis Doctoral inédita.
- Beato, S.; Poblete, M.Á.; Marino, J.L. (2019a). Snow avalanches, land use changes, and atmospheric warming in landscape dynamics of the Atlantic mid-mountains (Cantabrian Range, NW Spain). *Applied Geography*, 107: 38-50. [doi:10.1016/j.apgeog.2019.04.007](https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2019.04.007)
- Beato, S.; Poblete, M.Á.; Cunill, R. (2019b). *Taxus baccata* en la Sierra del Aramo (Macizo Central Asturiano). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 81, 2772: 1-30. [doi:10.21138/bage.2772](https://doi.org/10.21138/bage.2772)
- Díaz, T.E.; Fernández, J.A. (1994). La vegetación de Asturias. *Itinera Geobotánica*, 8: 243-528.
- INDUROT (1994). *Cartografía temática ambiental. Mapa de vegetación. Escala 1:25.000*. Oviedo: Gobierno del Principado de Asturias, Consejería de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio e Infraestructuras.
- Martínez, L.C. (2016). *Los paisajes de la alta montaña central de Asturias*. Oviedo: Universidad de Valladolid.
- Mayor, M.; Andrés, J.; Martínez, G.; Navarro, F.; Díaz, T.E. (1973). Estudio de los pastizales de diente y de siega en algunas localidades de la Cordillera Cantábrica con especial atención al comportamiento ecológico de *Festuca hystrix* Boiss. *Revista de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Oviedo*, 14(2): 161-171.
- Mayor, M.; Díaz, T.E.; Navarro, F.; Martínez, G.; Benito, M.F. (1977). Los Pastizales naturales del Sector Iberoatlántico: su dinamismo y distribución geográfica. *Trab. Dep. Bot. Univ. Oviedo*, 1: 3-16.
- Mayor, M.; Díaz, T.E.; Fernández, J.A.; Lastra, J.J. (1978). Estudio Ecológico del "Cervuno" (*Nardus stricta* L.) en la Cordillera Cantábrica. *Pastos*, 8(2): 183-194.
- Navarro, F. (1974). *Estudio de la flora y vegetación de la sierra del Aramo y sus estribaciones (Asturias)*. Oviedo: Universidad de Oviedo, Facultad de Ciencias: Tesis Doctoral inédita.
- Remón, J.L.; Gómez, D.; García-González, R. (2009). 6170 Pastos de alta montaña caliza. En: VV.AA. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.
- Serrano, E. (2012). Montañas, paisaje y patrimonio. *Nimbus: Revista de climatología, meteorología y paisaje*, 29-30: 701-718.

BOSQUES MADUROS Y FORMACIONES ARBUSTIVAS SINGULARES DE LA REGIÓN DE MURCIA

A. Félix Carrillo López^{1,3}, Lola Almagro^{2,4}, E. Belén Miras³, Lola Cánovas³,
Adrián Ruiz^{3,4} y Rafael Díaz²

¹ Dpto. Ciencias Ambientales y Recursos Naturales. Universidad de Alicante. felix.carrillo@ua.es

² Dirección General de Medio Natural. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia

³ Latizal SL

⁴ Sociedad de Estudios Biológicos Iberoafrikanos.

RESUMEN

Durante los años 2014 a 2018, se han inventariado y cartografiado los bosques y formaciones arbustivas singulares de la Región de Murcia. Estas son un buen punto de partida para establecer un estado de conservación favorable de referencia, además, son muy escasas, ya que corresponden a etapas de la dinámica forestal que normalmente han sido eliminadas por efecto del manejo humano, siendo reservorios de biodiversidad al conformar en muchos casos un ecosistema maduro que podría resultar un paradigma de la resiliencia frente al cambio climático.

Se han tenido en cuenta 47 taxones, al menos microfanerófitos, autóctonos arbóreos o arbustivos capaces de constituir vegetación climácica en la Región de Murcia, visitándose en campo las formaciones vegetales singulares, al objeto de valorarlas y delimitar con exactitud mediante GPS su posición y superficie, elaborándose una cartografía digital de las mismas.

Se han inventariado un total de 90 formaciones, realizándose una primera evaluación de su estado. En cuanto a los resultados más notables, a nivel europeo e ibérico, destacan formaciones como los artales de *Ziziphus lotus*, cuyo biotopo ha ido disminuyendo como consecuencia de la actividad humana hasta casi hacerlo desaparecer del sudeste ibérico, así como también las formaciones de *Tetraclinis articulata* por ser exclusivas para el continente europeo. Asimismo, es de destacar la presencia de pequeñas formaciones singulares, fragmentadas y confinadas con carácter finícola en la Iberia semiárida, las cuales pueden ver seriamente amenazada su supervivencia si se cumplen las predicciones climáticas futuras de aumento de temperaturas y disminución de precipitaciones.

Palabras clave: bosque maduro, arboleda singular.

ABSTRACT

During years 2014 to 2018, the singular forests and shrub formations of the Region of Murcia have been inventoried and mapped. These are a good starting point to establish a favorable state of reference conservation, also they are very scarce, since they correspond to stages of forest dynamics that have normally been eliminated due to human management, being biodiversity reservoirs that they form in many cases a mature ecosystem that could be a paradigm of resilience to climate change.

Forty seven taxa have been taken into account, at least microfanerophytes, native tree or shrub species capable of constituting climatic vegetation in the Region of Murcia, visiting the

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Carrillo López, A.F.; Almagro, L.; Miras, E.B.; Cánovas, L.; Ruiz, A.; Díaz, R. (2020). Bosques maduros y formaciones arbustivas singulares de la Región de Murcia. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 469-477.

singular formations in the field, in order to evaluate them and accurately delimit their position and surface using GPS, and making at the end a digital map of them.

A total of 90 formations have been inventoried, with a first evaluation of their status. As the most notable results, at European and Iberian level, formations such as the “artales” or “azufaifales” of *Ziziphus lotus* stand out, whose biotope has been decreasing as a result of human activity until almost disappearing from the Iberian Southeast, as well as the *Tetraclinis articulata* formations for being exclusive to the European continent. Likewise, it is worth noting the presence of small singular formations, fragmented and confined in a semi-arid Iberia, which survival may be seriously threatened if future climate predictions of temperature increase and precipitation decrease are fulfilled.

Keywords: mature forest, old-growth forest.

1. INTRODUCCIÓN

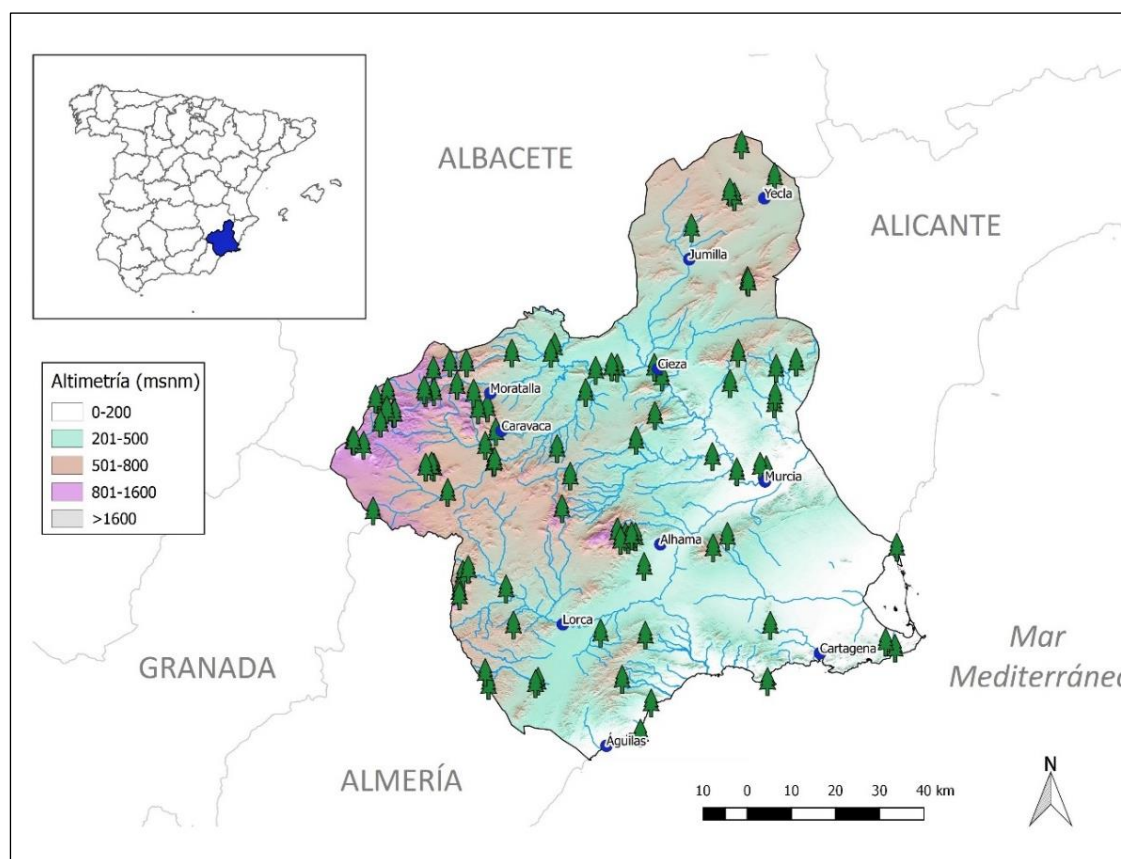
En la Región de Murcia la vegetación madura desempeña una función imprescindible en los ecosistemas forestales, al igual que forma parte del patrimonio natural regional, tal como establece incluso la legislación vigente (Ley 14/2016, de 7 de noviembre, de Patrimonio Arbóreo Monumental de la Región de Murcia). Sin embargo, en la actualidad no existe suficiente información sobre la ubicación concreta de gran parte de los bosques y arboledas singulares murcianas, así como tampoco de la estructura y dinámica de estos biotopos, si bien se conoce que algunos de ellos están afectados por ciertos impactos, principalmente de origen antrópico. Por tanto, es imprescindible reunir toda la información posible y necesaria para, de un modo preliminar, ubicar y conocer los principales bosques maduros (EUROPARC-España, 2017) arboledas y formaciones arbustivas singulares de la Región de Murcia por su interés como reservorios de biodiversidad, ya que en muchos casos conforman un ecosistema maduro que podría resultar un paradigma de la resiliencia frente al cambio climático, teniendo por ello y otras razones un gran interés científico, así como también paisajístico, didáctico, social e incluso, en algunos casos, cultural. Es por ello que resulta del todo relevante para el interés público garantizar su conservación y protección.

Si bien existen referencias de bosques maduros, formaciones arbóreas y arbustivas singulares para el territorio murciano en algunas obras (Montes, *et al.*, 1997, Carrillo *et al.*, 2000, Charco *et al.*, 2015), no se había realizado todavía un inventario en detalle, se trata del primer documento *ad hoc* que recoge este tipo de tipologías forestales, por tanto, un documento actualizable al que podrán añadirse en un futuro otras nuevas agrupaciones de similares características. Es pues una primera aproximación en la que se han considerado 90 formaciones forestales que han sido seleccionadas teniendo en cuenta, su nivel de madurez y/o taxones que las componen, considerando también la opinión de diversas fuentes técnicas expertas en la materia. En este listado se recogen, para cada una de las especies consideradas, las arboledas más relevantes que se encuentran distribuidas por todo el territorio regional (Figura 1). Asimismo, en cada una de ellas se han cartografiado y determinado los tipos de hábitats de interés comunitario (Directiva 92/43/CEE) y sus equivalentes en código PALEÁRTICO y EUNIS, así como los impactos y/o amenazas y medidas de gestión que se podrían llevar a cabo para mitigarlos.

Atendiendo a los datos mencionados anteriormente, se puede determinar el estado de conservación en el que se encuentran estas formaciones singulares, y mejorar así la planificación, protección y gestión de éstas. Conforme a esto, se cumple así con lo establecido

en la Ley 14/2016, de 7 de noviembre, de Patrimonio Arbóreo Monumental de la Región de Murcia, que tiene como objeto garantizar la protección, conservación, difusión, fomento, investigación y acrecentamiento del patrimonio arbóreo singular del territorio murciano, abarcando tanto a los ejemplares aislados, como a las arboledas o conjuntos que contengan varios especímenes arbóreos.

Figura 1. Distribución de los bosques maduros, arboledas y formaciones arbustivas singulares en la Región de Murcia



2. MATERIAL Y MÉTODOS

Para inventariar y cartografiar los bosques maduros, arboledas y formaciones arbustivas singulares, en primer lugar, se han realizado visitas de campo para la toma de datos *in situ*. En cada una de ellas se ha recogido información de los siguientes aspectos:

- Nombre propio.
- Especie principal.
- Localidad.
- Municipio.
- Especies directrices y taxones más representativos.
- Hábitats de interés comunitario y equivalentes en PALEÁRTICO (CORINE) y EUNIS.
- Impactos y amenazas.
- Fotografías.

Para ello se ha empleado una ficha de campo en la que se recoge, para cada una de las formaciones, toda la información indicada anteriormente.

De igual modo, para ubicar y delimitar con la mayor exactitud posible las áreas ocupadas por dichas formaciones vegetales se ha empleado un dispositivo GPS con precisión métrica. Con la información recogida se ha elaborado una capa digital en formato shapefile que se encuentra georreferenciada utilizando el sistema de coordenadas European Datum ETRS89. En ella están contenidos los polígonos correspondientes a las formaciones vegetales singulares de la Región de Murcia, recogiendo también los siguientes metadatos: nombre propio de la formación, especie directriz (binomio latino), nombre común de la formación, localidad, municipio, hábitat de interés comunitario (Directiva 92/43/CEE), y sus equivalentes en código PALEÁRTICO y EUNIS.

Tabla 1. Listado de especies directrices consideradas y nº de bosques maduros y formaciones arbóreas y arbustivas singulares

* Formaciones arbustivas

Nº	Especie clave	Nº de bosques	Nº	Especie clave	Nº de bosques
1	<i>Acer granatense</i>	2	25	<i>Platanus hispanica</i>	1
2	<i>Acer monspessulanum</i>	2	26	<i>Populus alba</i>	3
3	<i>Arbutus unedo</i>	1	27	<i>Populus euphratica</i>	1
4	<i>Buxus sempervirens</i>	2	28	<i>Populus nigra</i>	2
5	<i>Celtis australis</i>	1	29	<i>Populus x canescens</i>	2
6	<i>Chamaerops humilis</i>	2	30	<i>Prunus mahaleb</i>	1
7	<i>Crataegus laciniata</i>	1	31	<i>Quercus faginea</i>	4
8	<i>Crataegus monogyna</i>	1	32	<i>Quercus ilex</i>	1
9	<i>Erica erigena*</i>	1	33	<i>Quercus rotundifolia</i>	10
10	<i>Fraxinus angustifolia</i>	1	34	<i>Quercus suber</i>	2
11	<i>Juniperus oxycedrus</i>	3	35	<i>Salix atrocinerea</i>	2
12	<i>Juniperus phoenicea</i>	2	36	<i>Salix eleagnos</i>	1
13	<i>Juniperus phoenicea</i> subsp. <i>turbinata</i>	1	37	<i>Salix fragilis</i>	1
14	<i>Juniperus thurifera</i>	1	38	<i>Salix pedicellata</i>	1
15	<i>Myrtus communis</i>	1	39	<i>Salix purpurea</i>	3
16	<i>Nerium oleander</i>	1	40	<i>Sambucus nigra</i>	1
17	<i>Olea europea</i> var. <i>sylvestris</i>	1	41	<i>Sorbus torminalis</i>	1
18	<i>Periploca angustifolia*</i>	2	42	<i>Tamarix africana</i>	1
19	<i>Phoenix dactylifera</i>	2	43	<i>Tamarix boveana</i>	2
20	<i>Phoenix iberica</i>	1	44	<i>Tamarix canariensis</i>	4
21	<i>Pinus halepensis</i>	2	45	<i>Tetraclinis articulata</i>	3
22	<i>Pinus nigra</i>	2	46	<i>Ulmus minor</i>	2
23	<i>Pinus pinaster</i>	4	47	<i>Ziziphus lotus</i>	3
24	<i>Pistacia lentiscus</i>	2			

Para elaborar el listado de taxones a considerar, se ha tenido en cuenta que cada uno de los bosques maduros o formaciones arbóreas y arbustivas singulares debe incluir como taxón principal o directriz alguno de los 47 citados en la tabla 1, presentes en el territorio murciano de modo natural. De ellos, sólo 2 especies son arbustivas (*Periploca angustifolia* y *Erica*

erigena), pero se tiene constancia que generan formaciones de tipo climácico en el territorio. Para la elección de los árboles (45) y grandes arbustos (2), se han considerado los criterios de *Flora ibérica* (Castroviejo *et al.*, 1986-2015) y la definición de árbol del Grupo Global de Especialistas en Árboles (GTSG, por sus siglas en inglés), de la UICN, que define un árbol como "una planta leñosa con un solo tallo que crece hasta una altura de al menos dos metros, o si tiene varios tallos, entonces al menos un tallo vertical de cinco centímetros de diámetro a la altura del pecho" (Beech *et al.*, 2017). En cualquier caso, se trata de al menos microfanerófitos, es decir, plantas con yemas de reemplazo a más de 2 m de altura (Raunkiær, 1934) en condiciones óptimas. Por lo demás, se ha establecido como "bosque maduro", aquel que contiene árboles grandes, viejos, y de diversas clases de edad, con troncos muertos, donde se pueden observar procesos de regenerado. En caso de faltarle alguno de estos atributos la formación ha sido considerada "arboleda singular", además, algunas de estas últimas están limitadas por un entorno agrícola o urbano inmediato que restringe el desarrollo de la biocenosis de un modo natural.

3. RESULTADOS

Se han inventariado un total de 90 formaciones singulares, 80 bosques maduros, 7 arboledas singulares y 3 formaciones arbustivas constituidas por grandes arbustos. Del total de 45 municipios que componen la Región de Murcia, sólo en 23 de ellos existe, al menos, una formación singular.

La mayor parte de las formaciones se ubican por encima de los 700 m s.n.m., en concreto 47, siendo la altitud media de ubicación 747 m s.n.m. De hecho, con respecto a dicho parámetro, se observa que por debajo de los 500 m s.n.m. sólo aparecen 31 formaciones, de las cuales 21 (67,74%) están asociadas a la presencia de agua en el freático, pues por debajo de la última altitud comentada la práctica totalidad del territorio murciano, recibe menos de 350 (400) mm de precipitación, por lo que se trataría de una zona semiárida (Rivas Martínez *et al.*, 2011).

En la figura 2 se han computado todas las formaciones arbóreas singulares presentes en el municipio (sean o no compartidas con otro término municipal contiguo). Aquellos municipios marcados con un asterisco (*) son los que comparten alguna formación singular con otro vecino.

La localidad que mayor cantidad de formaciones incluye es Moratalla, donde se contabilizan 23 grupos (Figura 2), representando un 24,21% del total (Figura 3). En segundo lugar, estaría Caravaca con 10, y después Lorca con 9 (Figura 2), estando estos municipios entre los 5 de mayor superficie del territorio murciano y siendo de los que presentan mayor porcentaje de su superficie con uso forestal. Las 3 formaciones arbustivas singulares pertenecen a los municipios de Alhama-Totana (*Erica erigena*), Lorca (*Periploca angustifolia*) y Totana (*P. angustifolia*).

A continuación, en la figura 3 se representan los porcentajes de bosques maduros y arboledas singulares por municipio.

Del mismo modo, en la figura 4, se puede observar la distribución de las formaciones forestales singulares dentro del perímetro de cada municipio.

En lo que se refiere a la conservación, una vez analizadas las amenazas de cada una de las 90 formaciones singulares, la que con más frecuencia aparece es la sequía, que atena a 24 de ellas.

Figura 2. Distribución municipal del número de bosques maduros y arboledas singulares en la Región de Murcia

Marcado con * el municipio que comparte, al menos, una formación con otro.

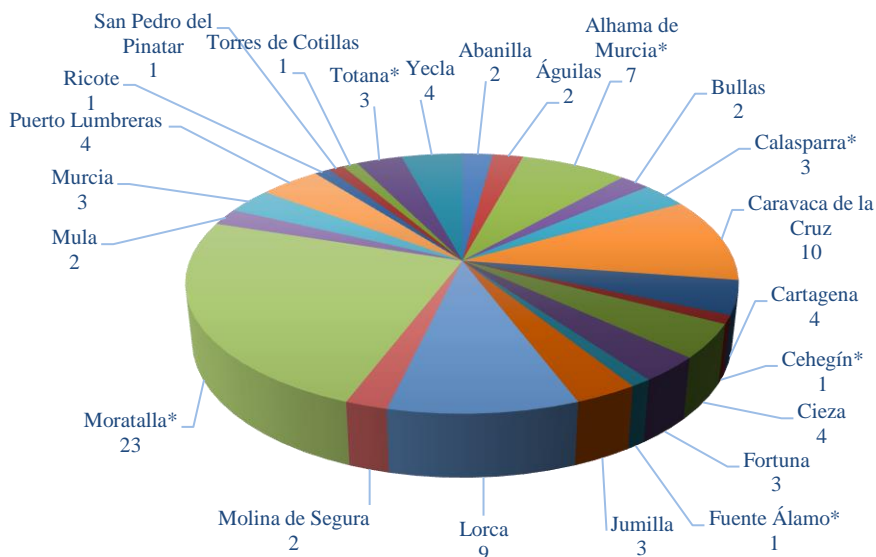


Figura 3. Distribución municipal del porcentaje de bosques maduros y arboledas singulares, respecto al conjunto de la Región de Murcia

Marcado con * el municipio que comparte, al menos, una formación con otro.

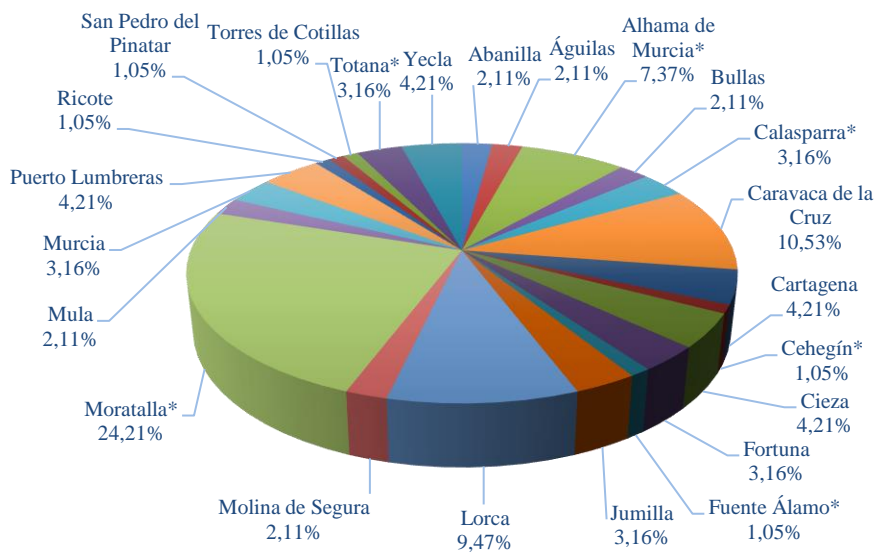
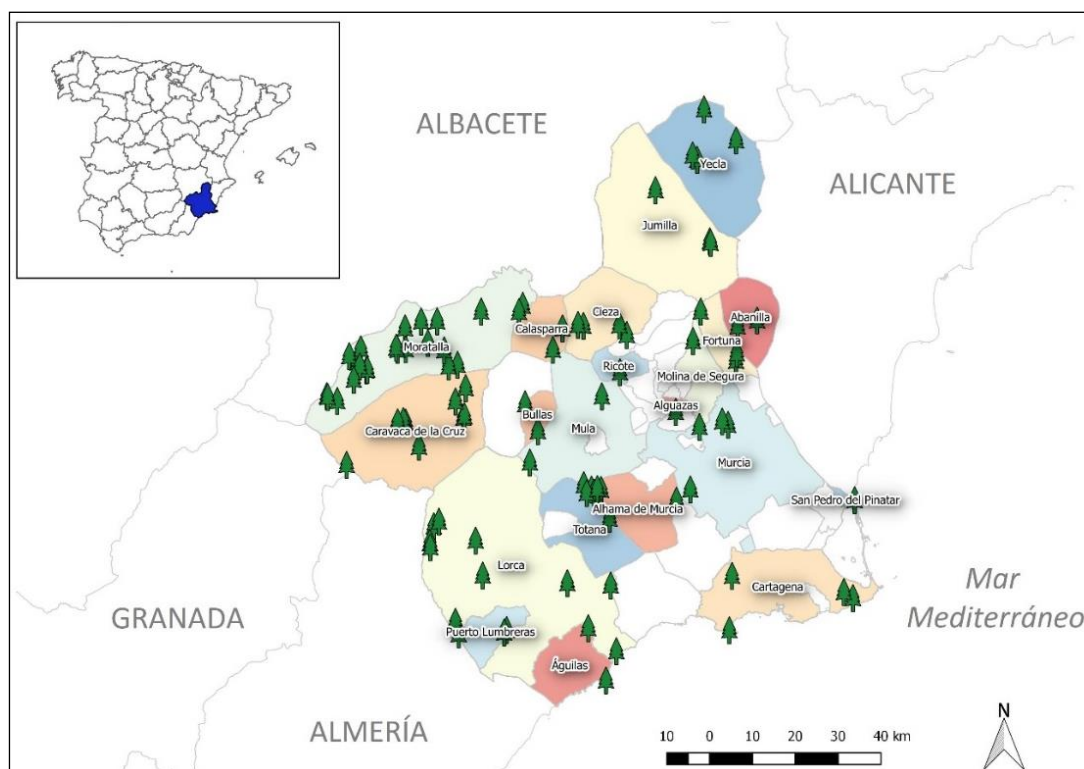


Figura 4. Distribución municipal de los bosques maduros, arboledas y formaciones arbustivas singulares en la Región de Murcia



4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

A través del presente trabajo ha resultado evidente la gran diversidad existente en cuanto a especies y tipologías fisionómicas de bosques maduros, arboledas y formaciones arbustivas singulares de la Región de Murcia. Ello ha permitido cartografiar un total de 90 formaciones, pero teniendo en cuenta que se trata del primer inventario técnico realizado al respecto, sería posible en futuras actualizaciones ampliar este número de agrupaciones. Se observa que la zona noroccidental del territorio de estudio (Figura 1), al ser la que mayor cantidad de precipitaciones recibe, generalmente por encima de los 400 mm de media anual, es la que presenta un número más elevado de arboledas, pues se halla también a mayor altitud media, a más de 500 m s.n.m., lo que influye en temperaturas medias más bajas y una menor evapotranspiración. Del mismo modo, los biotopos con compensación hídrica por vía edáfica para la vegetación permiten o facilitan la implantación de casi la mitad (44) formaciones singulares del total, de hecho, en las zonas más áridas del territorio.

Es de destacar el valor, a nivel europeo y del estado español, de formaciones como los “artales” o “azufaifales” de *Ziziphus lotus*, cuyo biotopo ha ido desapareciendo como consecuencia de la actividad agrícola y urbanística hasta casi hacerlo desaparecer del territorio murciano. Se puede considerar este impacto como grave si se tiene en cuenta que el hábitat sólo aparece en toda Europa en las zonas térmicas de Murcia y Almería, sur de Grecia y Sicilia, donde ha sufrido similar suerte que en territorios murcianos.

Son también reseñables las formaciones de *Tetraclinis articulata* por ser exclusivas del territorio murciano para el continente europeo. Curiosamente, los bosquetes con los ejemplares

de mayor tamaño se ubican fuera de su área natural de distribución en las sierras de Cartagena, ya que se encuentran en el Parque Regional de Sierra Espuña. Estas formaciones se localizan en esta zona como resultado de las plantaciones llevadas a cabo hace más de un siglo durante la repoblación de este espacio por Ricardo Codornú y colaboradores. Con el tiempo se han naturalizado de modo exitoso y se hallan en dispersión contando con diferentes cohortes de edad (Esteve *et al.*, 2017).

Por lo demás, en relación al cambio climático que atenaza especialmente el sudeste ibérico, es de destacar la presencia de pequeñas formaciones singulares confinadas, como es el caso de carrascales, aceredas, quejigares y bojadas. En cuanto a los carrascales (*Quercus rotundifolia*) considerados, mencionar que se ubican a modo de islas en las zonas de mayor altitud de algunas de las montañas murcianas como sería el caso de los carrascales de Carrascoy, La Pila, Gigante, Cabezo de la Jara y Ricote. Estos encinares se desarrollan en áreas rodeadas, total o parcialmente, por el semiárido climático (con precipitaciones de unos 350 mm) donde no es posible su desarrollo. Un caso similar al comentado acontece con las aceredas de *Acer granatense* y *A. monspessulanum*, aunque en esta ocasión las formaciones de estas especies se encuentran circundadas por un ombroclima seco o subhúmedo (Rivas-Martínez *et al.*, 2011) que, al final y al cabo, tiene las mismas repercusiones que en el caso anterior, estando muy afectadas por el exceso de herbivorismo de origen silvestre (arruí y cabra montés). Con respecto a las formaciones de quejigos (*Quercus faginea*), también han de ser especialmente consideradas para su preservación frente a los diferentes escenarios de cambio climático futuro, ya que actualmente se encuentran acantonados en zonas aisladas. De igual modo, deben ser consideradas las bojadas de *Buxus sempervirens* que se hallan en franco retroceso debido, principalmente, a la reiteración y prolongación de los períodos de sequía.

Por otro lado, señalar la presencia de formaciones con un alto valor taxonómico *per se*, como son aquellas conformadas por ejemplares de *Phoenix iberica* y *Tamarix boveana*. Otra formación de gran interés sería la de *Populus euphratica* en Abanilla, por haber sido descubierta de modo reciente (Ruiz-Rocamora, 2015), pudiendo tratarse de la única población natural de la especie en Europa, ya que en Elche se estima plantada (Fay *et al.* 1999). Por último, es de reseñar la monumental Olmeda del Maripinar, que está considerada la mayor agrupación de *Ulmus minor* de más de 3 m de perímetro de la península ibérica y Europa (Gil y Solla, 2003).

Aunque se ha realizado una recopilación de las afecciones y principales amenazas que existen en cada arboleda, se estima que resulta necesario para una valoración integrada, al menos la toma de datos con una sistemática metodológica que permita valorar cuál es el estado de conservación de las arboledas a distintos niveles, tal como puede realizarse con la metodología propuesta en EUROPARC-España (2017) y CREAM (2011), tanto a nivel ecológico (biodiversidad, capacidad de persistencia, vulnerabilidad), como social, para lo que se propone la creación de una Ficha de Valoración Cuantitativa, diseñada *ad hoc* para una detallada toma de datos en campo, donde deberían incluirse cuantificados paramétricamente, como mínimo, una serie de valores, como son:

1) Indicador de biodiversidad

Este parámetro representa la complejidad estructural, abundancia y la riqueza específica existente en la arboleda. Con esta valoración se podrán observar los cambios de la estructura de la arboleda a lo largo del tiempo.

2) Indicador de persistencia

Este parámetro representa la capacidad de la arboleda para autopropagarse y mantener la singularidad actual. Por tanto, este indicador muestra la capacidad de mantener la estructura y diversidad actuales frente a perturbaciones.

3) Indicador de vulnerabilidad

Este indicador permite valorar cómo es la fragilidad de la arboleda frente a las perturbaciones naturales existentes (fuego, sequía, plagas, enfermedades, etc.).

4) Indicador de valoración social

Este indicador se basa en criterios subjetivos. Tiene en cuenta el uso social que presenta o puede presentar una arboleda. Por otro lado, también pretende valorar la percepción que la sociedad estima a estos grupos de árboles.

Agradecimientos

A los Agentes Medioambientales de la Región de Murcia, especialmente a Antonio Martínez Cano, Enemérito Muñiz, Pedro Guardiola, Pedro Solano y Francisco J. Sánchez Saorín, así como a los amigos y colegas: Irene M^a Arnaldos, Laura Aznar, Miguel Ángel Carrión, Trino Ferrández, Santiago Fernández Jiménez, Marga Gómez, Josefa López Bernal, Bruno Portillo Grau, Francisco Morote, Pablo Perales, Jesús Robles y Rubén Vives.

REFERENCIAS

- Beech, E.; Rivers, M.; Oldfield, S.; Smith, P.P. (2017). Global Tree Search: the first complete global database of tree species and country distributions. *Journal of Sustainable Forestry*, 36: 454-489. [doi:10.1080/10549811.2017.1310049](https://doi.org/10.1080/10549811.2017.1310049)
- Carrillo López, A.F.; Sánchez Gómez, P.; Guerra, J. (2000). *Árboles singulares y monumentales de la Región de Murcia y territorios limítrofes*. Murcia: Universidad de Murcia, Dpto. Biología Vegetal (Botánica); CAM y Asociación de Agentes Forestales de la Región de Murcia.
- Castroviejo, S. (Coord.) (1986-2015). *Flora ibérica*. 1-8, 10-15, 17-18, 21. Madrid: Real Jardín Botánico, CSIC.
- Charco, J.; Alcaraz, F.; Carrillo, A.F.; Rivera, D. (2015). *Árboles y arbustos autóctonos de la Región de Murcia*. Murcia: Centro de Investigaciones Ambientales del Mediterráneo y Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- CREAF (2011). *Inventari de boscos singulars de Catalunya*. <http://www.creaf.uab.es/iefc/index.htm>
- Esteve Selma, M.A.; Montoya, P.; Moya, J.M.; Miñano, J.; Hernández, I.; Carrión, J. S.; Charco, J.; Fernández, S.; Munuera, M.; Ochando, J. (2017). *Tetraclinis articulata: biogeografía, ecología, amenazas y conservación*. Murcia: Dirección General de Medio Natural de la Región de Murcia.
- EUROPARC-España (2017). *Los bosques maduros: características y valor de conservación*. Madrid: Fundación Fernando González Bernáldez.
- Fay, M.F.; Lledó, M.D.; Korn-Blum, M.M.; Crespo, M.B. (1999). From waters of Babylon? *Populus euphratica* in Spain is clonal and probably introduced. *Biodivers. Conserv.*, 8: 769-778.
- Gil, L.; Solla A. (Eds.). (2003). *Los olmos ibéricos: conservación y mejora frente a la grafiosis*. Editorial Parques Nacionales.
- Rivas-Martínez, S.; Rivas-Sáenz, S.; Penas, Á. (2011). Worldwide bioclimatic classification system. *Glob. Geobot.*, 1: 1-634.
- Montes, R.; Mengual, E.; García, J. (1997) *Árboles históricos y monumentales de la Región de Murcia*. Murcia: Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua.
- Raunkjær, C. (1934). *The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography*. Oxford: Oxford University Press.
- Ruiz-Rocamora, A. (2015). Nueva población de *Populus euphratica* Olivier (*Salicaceae*) en la Península Ibérica. *Anales de Biología*, 37: 95-96. [doi:10.6018/analesbio.37.9](https://doi.org/10.6018/analesbio.37.9)

CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD
XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía
Santander (Cantabria), 22-25 junio de 2020



EVOLUCIÓN HOLOCENA DE LOS BOSQUES DEL SISTEMA LITORAL AL PRE-PIRINEO CATALÁN Y SU RELACIÓN CON LA PALEODISTRIBUCIÓN DEL ABETO (*Abies alba*)

Raquel Cunill Artigas, Albert Pèlach Mañosa, Joan Manuel Soriano López,
Jordi Nadal Tera y Marc Sánchez Morales

Dpt. Geografia. Universitat Autònoma de Barcelona. cunillraquel@gmail.com

RESUMEN

El estudio que aquí se presenta se centra en la evolución holocena de los bosques de las cordilleras litorales y pre-litorales catalanas a partir del análisis pedoantracológico o de los carbones del suelo. Éste nos permite reconstruir la historia de la vegetación leñosa con gran precisión espacial. De esta forma, podemos aportar datos sobre el papel que estas sierras han podido desempeñar como zonas refugio o vías migratorias de especies de ambientes eurosiberianos como el abeto y el haya. El área actual de distribución del abeto es mucho más reducida que en otros momentos del período holoceno. Además, conocemos que la actual área potencial de distribución es mucho más amplia que su distribución real, según los modelos de idoneidad topoclimática. El estudio que aquí se presenta se ha concretado en dos áreas: el macizo del Montnegre y el macizo del Montseny. En cada una de estas zonas se han realizado tres puntos de muestreo pedoantracológico, localizados en diferentes ambientes topográficos para observar las variaciones locales. Los primeros resultados muestran el gran dinamismo de la vegetación leñosa de estas áreas durante el Holoceno. El área de distribución pretérita del abeto era mucho más amplia en el macizo del Montseny, en el sistema prelitoral. Por otro lado, en las sierras litorales estudiadas hasta el momento no se han encontrado indicios pretéritos de especies arbóreas eurosiberianas como el abeto y el haya que demuestren su presencia histórica en estas áreas o su posible papel como áreas refugio.

Palabras clave: *Abies alba*, carbón, pedoantracología, área de distribución, Holoceno.

ABSTRACT

The study presented here focuses on the Holocene evolution of the woodland located on the catalan coastal and pre-coastal mountain ranges. It is based on pedo-anthracological or soil charcoal analysis. This allows us to reconstruct the history of the woody vegetation with great spatial precision. In this way, we can provide data on the role that these mountain ranges have been able to play as refuge areas or migratory routes for species from Euro-Siberian environments such as the fir and beech. The current range of the fir tree is much smaller than at other times in the Holocene period. In addition, we know that the current potential range according to topoclimatic suitability models is much wider than its actual distribution. The research has been carried out in two areas: Serra de Montnegre and Massís del Montseny. In both areas, three pedoanthracological sampling points have been located in different topographic environments to observe local variations. The first results show the great dynamism of the woody vegetation in these areas during the Holocene period. The preterit distribution area of fir was much wider in the pre-coastal area of the Montseny. On the other hand, in the

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Cunill Artigas, R.; Pèlach Mañosa, A.; Soriano López, J.M.; Nadal Tera, J.; Sánchez Morales, M. (2020). Evolución holocena de los bosques del Sistema Litoral al Pre-Pirineo catalán y su relación con la paleodistribución del Abeto (*Abies alba*). Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 479-487.

coastal mountain ranges studied so far, no signs of Euro-Siberian tree species such as fir and beech have been found to demonstrate the historic presence of these species or their possible role as a refuge area.

Keywords: *Abies alba*, charcoal, pedoanthracology, distribution range, Holocene.

1. INTRODUCCIÓN

Explicar el área de distribución actual del abeto pasa en parte por conocer la distribución pretérita de esta especie. A partir de los estudios de polen, hoy sabemos que después del último periodo glacial esta especie arbórea colonizó progresivamente la cordillera pirenaica de este a oeste (Jalut *et al.*, 1998; Esteban *et al.*, 2003; Pèlachs *et al.*, 2009), pero desconocemos sus áreas refugio durante los últimos periodos glaciales y qué caminos de migración emprendió en consonancia con la evolución climática holocena.

Se ha especulado mucho sobre el posible número de áreas refugio y su localización alrededor de la cordillera pirenaica. Los estudios genéticos realizados en el Pirineo septentrional muestran dos grupos genéticos diferentes: un grupo en el extremo oriental y el otro en el extremo occidental. Su área de contacto se localiza en la región de Luchon-Valle de Aran, en el centro del Pirineo (Gonin *et al.*, 2012). En el sur Sancho-Knapik *et al.* (2014) y Matías *et al.* (2016) también sostienen que los abetales orientales y occidentales del Pirineo podrían pertenecer a dos linajes diferentes y que los abetales occidentales presentan una menor variabilidad genética que los orientales. En un estudio en curso presentado en este congreso, Pèlachs *et al.*, aportan datos que confirman las diferencias genéticas entre los linajes oriental y occidental de *Abies alba* en los Pirineos ibéricos y que sugieren la probable existencia de áreas refugio.

Trabajos realizados en el centro y sur de la península Apenina por Di Pasquale (2014) o en los contrafuertes del Pirineo septentrional (Cunill *et al.*, 2015) muestran la presencia pretérita de abeto en cotas inferiores a los 600 m y, en el caso de Italia, lejos de las poblaciones actuales. De esta forma parece coherente buscar las áreas refugio del abeto de la zona pirenaica en territorios de baja altitud y en áreas próximas al litoral, donde ya tenemos indicios antracológicos de su presencia en otras regiones mediterráneas. Los mismos autores de estas investigaciones cuestionan el paradigma del abeto como especie relictas de montaña, así como la imposibilidad de expandir su área de distribución actual.

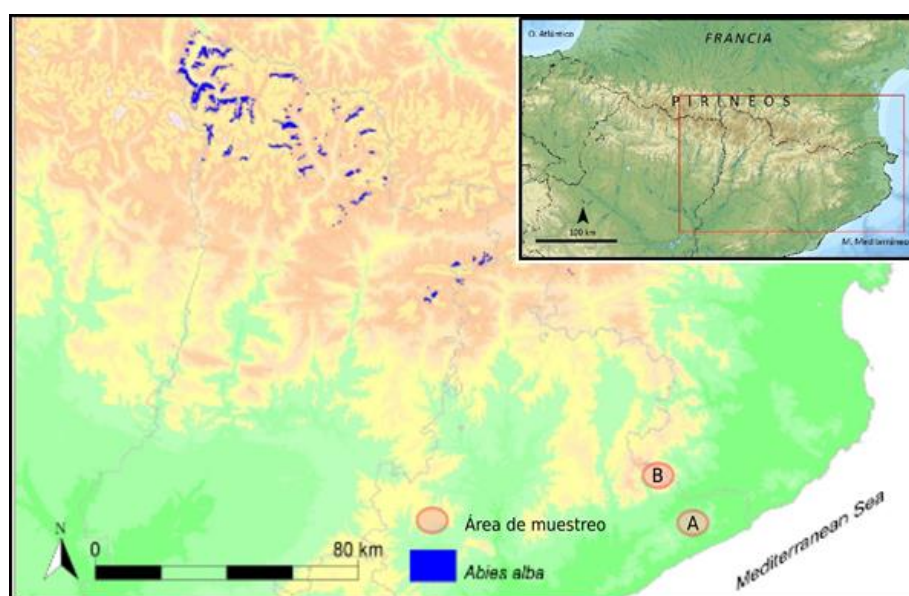
El trabajo que aquí se presenta tiene como objetivo indagar sobre la distribución pretérita del abeto en las cordilleras litoral y prelitoral catalanas, concretamente en el macizo del Montnegre y del Montseny. La metodología utilizada ha sido el análisis pedoantracológico. Éste emplea los carbones vegetales del suelo para la interpretación de la dinámica histórica de la vegetación leñosa. Mediante la cuantificación, identificación y datación del carbón del suelo podemos interpretar las dinámicas vegetales con alta precisión espacial (Talon, Carcaillet y Thinon, 1998). Cronológicamente su cobertura es amplia, extendiéndose durante todo el Holoceno. A nivel espacial, esta técnica trabaja con una gran exactitud espacial, ofreciéndonos información a nivel de punto de muestreo o de vertiente de valle. Los análisis pedoantracológicos se han empleado anteriormente en la península Ibérica para estudiar la evolución del límite superior del bosque o las dinámicas de los espacios supra forestales (Cunill *et al.*, 2012, 2013; García *et al.*, 2017; Beato *et al.*, 2019), así como el estudio de la evolución de otras coníferas en el área mediterránea y en la cantábrica (Olmedo *et al.*, 2017; Beato *et al.*, 2019).

2. ÁREAS DE ESTUDIO

2.1. Sierra de Montnegre

El macizo del Montnegre forma parte de la cordillera litoral catalana (Figura 1). Los espacios culminantes rodean los 700 m de altitud. La litología se caracteriza por un sustrato granítico atravesado por rocas filonianas acompañado de zonas metamórficas de pizarras.

Figura 1. Localización de las áreas de estudio



A: macizo del Montnegre; B: macizo del Montseny.

El clima mediterráneo subhúmedo presenta variaciones según su orientación. La vertiente norte es más fría y húmeda, con un carácter ligeramente continental. La vertiente orientada hacia marina es más seca y con temperaturas más suaves.

El bosque potencial de buena parte de estas sierras es el encinar, a menudo sustituido por otros bosques (alcornocales, pinares), por matorrales (maquias, chaparrales), por prados o por cultivos (Panareda, 2019). Allá donde la humedad es suficiente aparecen los robles y otros árboles caducifolios.

Se han realizado 3 muestreos en el macizo que se han localizado alrededor del Coll de Basses (713 m) (Figura 2). Esta zona se ve caracterizada por la presencia de robles (*Quercus petraea*, *Q. pubescens* y *Q. canariensis*), acompañados de bosques caducifolios húmedos en las áreas más umbrías (Panadera, 2019). En el Coll de Basses y en una zona próxima de orientación norte se encuentran dos pequeños núcleos de hayas formados por unos pocos individuos. Es justamente dentro del núcleo de hayas localizado en el Coll de Basses donde se ha realizado el primer punto de muestreo: NegreColl (657 m). El segundo punto se localiza en la vertiente norte, en el interior del robledal: NegreOba (681 m). El último punto, NegreSol (715 m), se localiza en la vertiente sur del macizo dentro un área soleada de matorral de *Erica arborea*.

2.2. Macizo del Montseny

El macizo del Montseny forma parte de la Cordillera Pre-litoral Catalana (Figura 1), su punto más alto es el Turó de l'Home, que alcanza los 1.712 m.

La orografía y su proximidad al mar (15 km) contribuyen a una elevada variedad climática. Podemos hablar de un clima mediterráneo subhúmedo en las zonas bajas, que va evolucionando progresivamente hasta un clima eurosiberiano de tendencia atlántica en los puntos culminantes. Así, bioclimáticamente el Montseny se divide en tres grandes dominios: 1) el dominio de los bosques esclerófilos mediterráneos (encinares y alcornocales), 2) el dominio del encinar montano, los robledales submediterráneos y 3) los castañares y el dominio de los bosques de carácter eurosiberiano (hayedos, abetal y bosques caducifolios) influenciados por la presencia frecuente de nieblas de origen convectivo de las brisas marinas (Salvà, 2000). En las zonas culminantes se encuentran ambientes subalpinos (matorrales y prados).

Se han realizado 3 muestreos en el macizo, que se han localizado alrededor de la zona del Turó de l'Home entre los 1.300 m y 1.600 m de altitud (Figura 3). El paisaje vegetal se compone aquí de hayas y abeto, conformando los ambientes centroeuropeos del macizo. Dos puntos se han realizado fuera del abetal y dentro del hayedo, uno con orientación sur (Montsol, 1.374 m) y el otro con orientación oeste (Montsagudes, 1.605 m). Por último, se ha localizado un punto dentro del abetal de Passavets con orientación norte (Montsoba, 1.357 m).

3. MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras de suelo fueron extraídas cavando fosas (0,5 m² aprox.) hasta el sustrato rocoso cuando ha sido posible. Después de la descripción del perfil del suelo se procede a la extracción de la muestra a partir de los niveles de muestreo. La separación e identificación del carbón se realizó en base al procedimiento descrito por Carcaillet y Thinon (1996) y Talon *et al.* (1998), adaptado por Bal *et al.* (2010) y por Cunill *et al.* (2012) en el Pirineo. Antes de identificarlos, los carbones son aislados de la tierra mediante el tamizado en agua y la posterior selección manual del carbón con la ayuda de una lupa binocular. Las mallas de tamizado y los consecuentes tamaños de los carbones son 5,2 y 0,8 mm.

Se ha realizado la identificación taxonómica de 60 a 100 carbones por nivel de muestreo. Se ha utilizado un microscopio episcópico Olympus BX 51 (100x, 200x y 500x). Los taxones fueron determinados con la ayuda de dos atlas de anatomía de maderas y carbones (Schweingruber, 1990; Vernet y Ogereau, 2001).

Los carbones han sido datados por el método AMS para ¹⁴C en el laboratorio de Beta Analytic Inc. (Miami, Florida, USA).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de las identificaciones del macizo del Montnegre muestran un elevado porcentaje de carbones de *Quercus* y de taxones arbustivos como *Erica* o *Arbutus*. Estas especies se acompañan por planifolios como *Populus*, *Prunus* o *Castanea* en el punto de Coll de Basses o en la vertiente norte.

En el Montseny, los carbones pertenecen mayoritariamente al género *Abies*. El haya es el segundo taxón más importante en el área de orientación oeste y norte. En el punto de muestreo de solana el protagonismo de *Abies* en los horizontes más profundos se complementa con taxones arbustivos como fabáceas o ericáceas en los horizontes más superficiales.

La importante cantidad de carbón de abeto en todos los puntos de muestreo del macizo del Montseny, incluso en las áreas de orientación sud y oeste, donde hoy no tenemos abetos, atestiguan la presencia pretérita de *Abies* en estos espacios y por lo tanto dibujan un área de distribución histórica del abeto en la cordillera pre-litoral catalana mucho más extensa que la

actual. Las dataciones de los carbones de abeto de los puntos de orientación sud y norte nos demuestran que el área de distribución de esta especie era más amplia hace 2000 o 4000 años.

Figura 2. Puntos de muestreo y resultados del análisis pedoantracológico del macizo del Montnegre

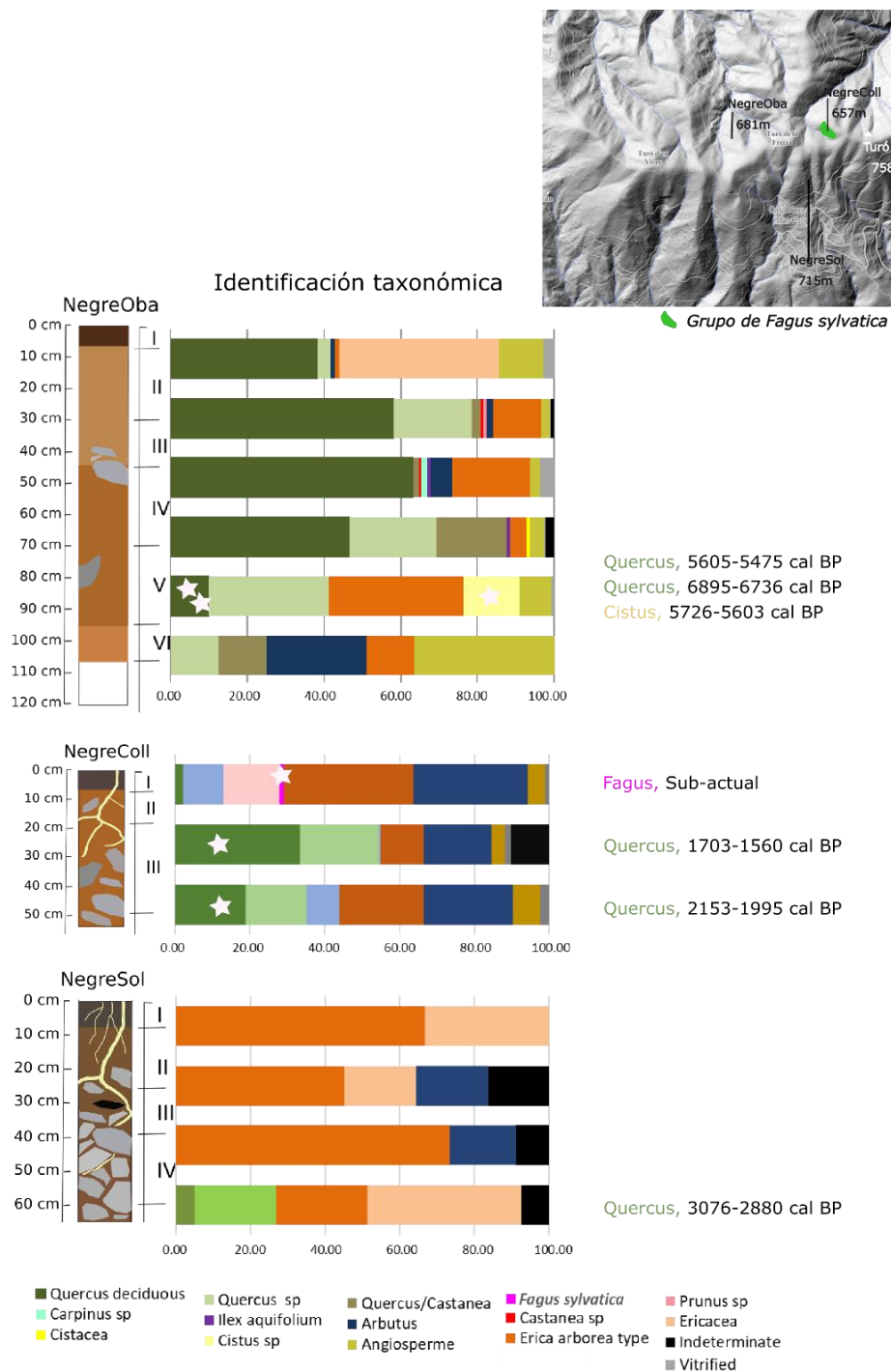


Figura 3. Puntos de muestreo y resultados del análisis pedoantracológico del macizo del Montseny

Fuente: Cunill *et al.*, 2018.

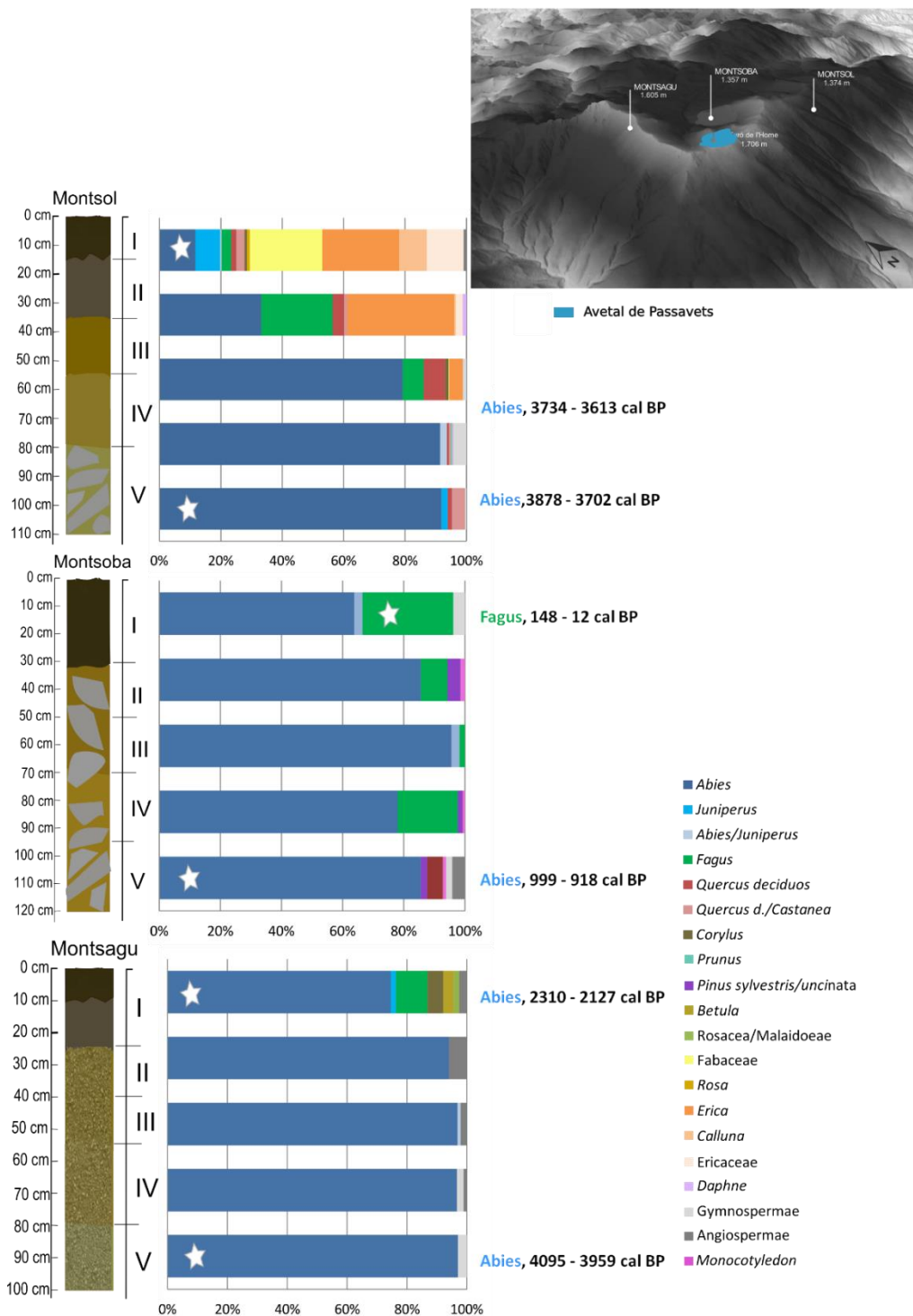


Tabla 1. Resultados de las dataciones de los carbones calibradas con el programa Oxcal 4.3, basado en la curva Intcal13.14c (95% de probabilidad)

Punto de muestro	Nivel de muestreo	Profundidad (cm)	Taxón	Código de laboratorio	Edad ¹⁴ C (BP)	Edad calibrada (cal BP)
NegreOba	V	70-95	<i>Quercus sp.</i>	Beta 533690	5980 +/- 30	6895-6736
NegreOba	V	70-95	<i>Quercus sp.</i>	Beta533689	4820 +/-30	5605-5475
NegreOba	V	70-95	<i>Cistus sp.</i>	Beta533691	4940 +/- 30	5726-5603
NegreColl	I	0-8	<i>Fagus sp.</i>	Beta533686	210 +/- 30	Sub actual
NegreColl	II	8-20	<i>Quercus sp.</i>	Beta 533687	1720 +/- 30	1703-1560
NegreColl	III	20-50	<i>Quercus sp.</i>	Beta 533688	2110 +/- 30	2153-1995
NegreSol	IV	40-60	<i>Quercus sp.</i>	Beta 535287	2870 +/- 30	3076-2880
Montsol	I	0-12	<i>Abies sp.</i>	Beta 475523	3440 +/- 30	3734-3613
Montsol	V	80-110	<i>Abies sp.</i>	Beta 475524	3520 +/- 30	3872-3702
Montsoba	I	0-30	<i>Fagus sp.</i>	Beta 475521	110 +/- 30	Sub actual
Montsoba	V	97-120	<i>Abies sp.</i>	Beta 475522	1040 +/- 30	999-918
Montsagu	I	0-23	<i>Abies sp.</i>	Beta 475519	2190 +/- 30	2310-2127
Montsagu	V	80-100	<i>Abies sp.</i>	Beta 475520	3690 +/- 30	4095-3959

En la cordillera litoral la situación es muy diferente, ya que no se ha encontrado ningún carbón de abeto que atestigüe su presencia pretérita en el lugar. A nivel del haya, otra especie del grupo eurosiberiano presente en el lugar, la situación no es muy diferente. Solo se ha encontrado un carbón de *Fagus* (Figura 2) en el punto de muestreo localizado dentro de la población actual (NegreColl). La datación radiocarbónica de este carbón se ha mostrado subactual, hecho que demuestra su contemporaneidad. Sin embargo, sí que vemos como otra especie como el roble tenía una presencia más importante que la actual, extendiéndose por las áreas de solana. La datación de un carbón de roble en el punto de Negresol nos demuestra que esta especie estaba presente en esa área de orientación sur hace alrededor de 3000 años.

En el área alrededor de Coll de Bases donde se encuentran las hayas, vemos que carbones de *Quercus*, pero también de arbustos como la *Erica* o el *Arbutus* han tenido un papel importante en el paisaje.

5. CONCLUSIONES

El estudio que aquí se presenta ha demostrado el origen natural del abeto y un área de distribución más extensa que la actual en las zonas prelitorales del nordeste de la península. Contrariamente, en la cordillera litoral no se ha encontrado ningún registro paleobotánico de abeto o haya que atestigüe su presencia histórica en esa área.

Por otro lado, las dataciones nos han mostrado el período entre 4000 y 2000 cal BP como una etapa de cambios en el paisaje de los cuales parece no haber reversibilidad en las áreas de orientación sur.

Por último, el análisis pedoantracológico ha puesto de manifiesto el papel histórico como modificador del paisaje de montaña mediterránea al largo del Holoceno.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado bajo los proyectos “Los bosques del pasado como clave para comprender los bosques del futuro: dinámica histórica de los abetales en la vertiente sudoriental pirenaica (CSO2015-74008-JIN)”, financiado por la Agencia Estatal de Investigación (AEI) y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) y por el “Grup de Geografia Aplicada” (AGAUR, Generalitat de Catalunya, 2014 SGR 1090 & AGAUR, Generalitat de Catalunya, 2014 SGR 1090 y 2017 SGR-00343).

REFERENCIAS

- Bal, M.C.; Rendu, C.; Ruas, M.P.; Campmajo, P. (2010). Paleosol charcoal: reconstructing vegetation history in relation to agro-pastoral activities since the Neolithic. A case study in the Eastern French Pyrenees. *Journal of Archaeological Science*, 37(8), 1785-1797.
- Beato Bergua, S.; Poblete Piedrabuena, M.A.; Cunill Artigas, R. (2019). *Taxus baccata* en la Sierra del Aramo (Macizo Central Asturiano). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 81(2772): 1-30.
- Carcaillet, C.; Thion, M. (1996). Pedoanthracological contribution to the study of the evolution of the upper treeline in the Maurienne Valley (North French Alps): methodology and preliminary data. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 91(1-4): 399-416.
- Cunill, R.; Soriano, J.M.; Bal, M.C.; Pelachs, A.; Pérez-Obiol, R. (2012). Holocene treeline changes on the south slope of the Pyrenees: a pedoanthracological analysis. *Vegetation History and Archaeobotany*, 21(4-5): 373-384.
- Cunill, R.; Soriano, J.M.; Bal, M.C.; Pélachs, A.; Rodríguez, J.M.; Pérez-Obiol, R. (2013). Holocene high-altitude vegetation dynamics in the Pyrenees: a pedoanthracology contribution to an interdisciplinary approach. *Quaternary International*, 289: 60-70.
- Cunill, R.; Métaillié, J.P.; Galop, D.; Poublanc, S.; De Munnick, N. (2015). Palaeoecological study of Pyrenean lowland fir forests: Exploring mid-late Holocene history of *Abies alba* in Montbrun (Ariège, France). *Quaternary International*, 366: 37-50.
- Cunill, R.; Pélachs, A.; Soriano, J.M.; Pérez Obiol, R.; Nadal Tersa, J.; Morales Sánchez, M. (2018). Evolución paleobiogeográfica del abeto (*Abies alba*) en su límite meridional ibérico (Parc Natural del Montseny, Girona-Barcelona). En: Jerez García, O.; Gosálvez Rey, R.U.; Díaz Sanz, C.; García Rayego, J.L.; Serrano de la Cruz Santos-Olmo, M.A. (Coords.). *Bosque mediterráneo y humedales: paisaje, evolución y conservación. Aportaciones desde la Biogeografía*. Ciudad Real: Almud Ediciones, Vol. 2: 860-868.
- Di Pasquale, G.; Allevato, E.; Cocchiararo, A.; Moser, D.; Pacciarelli, M.; Saracino, A. (2014). Late Holocene persistence of *Abies alba* in low-mid altitude deciduous forests of central and southern Italy: new perspectives from charcoal data. *Journal of Vegetation Science*, 25(5): 1299-1310.
- Esteban-Amat, E. (Dir.) (2003). *La humanización de las altas cuencas de la Garona y las Nogueras (4500 AC-1955 DC)*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, Secretaría General de Medio Ambiente, Organismo Autónomo de Parques Nacionales.
- García Álvarez, S.; Bal, M.C.; Allee, P.; García-Amorena, I.; Rubiales, J. M. (2017). Holocene treeline history of a high-mountain landscape inferred from soil charcoal: The case of Sierra de Gredos (Iberian Central System, SW Europe). *Quaternary International*, 457: 85-98.
- Gonin, P.; Fady, B.; Musch, B.; Métaillié, J.P.; Galop, D.; Cunill, R.; Poublanc, S.; Corriol, G.; Sajdak, G.; Delarue, A.; Vallette, P.; Drenou, Ch. (2012). Caracterisation genetique et origine du Sapin pectine (*Abies alba* Mill.) de Ste Croix Volvestre (Ariege) et du massif pyreneen. en: *PNR Pyrenees Arigeoises*, vol. 107. IDF.
- Jalut, G.; Galop, D.; Belet, J.M.; Aubert, S.; Esteban, A.; Bouchette, A.; Dedoubat, J.J.I.; Fontugne, M. (1998). Histoire des forêts du versant nord des Pyrénées au cours des 30000 dernières années. *Le Journal de Botanique de la société botanique de France*, 5: 73-84.

- Matías, L.; Gonzalez-Díaz, P.; Quero, J.L.; Camarero, J.J.; Lloret, F.; Jump, A.S. (2016). Role of geographical provenance in the response of silver fir seedlings to experimental warming and drought. *Tree Physiology*, 36: 1236-1246.
- Olmedo-Cobo, J.A.; Cunill-Artigas, R.; Martínez-Ibarra, E.; Gómez-Zotano, J. (2017). Paleoecología de *Abies sp.* en Sierra Bermeja (sur de la Península Ibérica) durante el Holoceno medio a partir del análisis pedoantracológico. *Bosque (Valdivia)*, 38(2): 259-270.
- Panadera Clopés, J.M. (s/f). *La vegetació de Montnegre i el Corredor*. Barcelona: Diputació Barcelona, Parcs de Catalunya, Xarxa de Parcs Naturals. <https://parcs.diba.cat/web/montnegre/flora-i-vegetacio>
- Pèlachs, A.; Pérez-Obiol, R.; Ninyerola, M.; Nadal, J. (2009). Landscape dynamics of *Abies* and *Fagus* in the southern Pyrenees during the last 2200 years as a result of anthropogenic impacts. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 156(3-4): 337-349.
- Salvà i Catarineu, M. (2000). *Anàlisi de les plantes i de la fauna vertebrada a la vall de Furiosos (Montnegre, Serralada Litoral Catalana)*. Barcelona: Universitat de Barcelona: Tesi Doctoral.
- Sancho Knapik, D.; Peguero Pina, J.J.; Cremer, E.; Camarero Martínez, J.J.; Fernández Cancio, A.; Ibarra, N.; Konnert, M.; Gil Pelegrín, E. (2014). Genetic and environmental characterization of *Abies alba* Mill. populations at its western rear edge. *Pirineos*, 169: 1-11.
- Schweingruber, F.H. (1990). *Anatomy of European Woods*. Bern, and Stuttgart: WSL, Birmensdorf, Haupt.
- Talon, B.; Carcaillet, C.; Thion, M. (1998). Études pédoantracologiques des variations de la limite supérieure des arbres au cours de l'Holocène dans les alpes françaises. *Géographie Physique et Quaternaire*, 52: 195-208.
- Vernet, J. L.; Ogereau, P. (2001). *Guide d'identification des charbons de bois préhistoriques et récents: sud-ouest de l'Europe: France, péninsule ibérique, et îles Canaries*. CNRS.

CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD
XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía
Santander (Cantabria), 22-25 junio de 2020



¿POR QUÉ LE LLAMAN LA FUENTE DEL ABETAL SI ESTÁ RODEADA DE PINOS? ESTUDIO MULTIDISCIPLINAR DE LA EVOLUCIÓN FORESTAL DEL MACIZO DEL CATLLARÀS (BERGUEDÀ, CATALUNYA)

Raquel Cunill Artigas, Marc Sánchez Morales y Jordi Nadal Tera
GRAMP. Dpt. Geografia. Universitat Autònoma de Barcelona.
cunillraquel@gmail.com, marc.sanchez.morales@uab.cat, jordi.nadal@uab.cat

RESUMEN

Según la biogeografía o la geobotánica, la actual distribución de *Abies alba* en el Prepirineo es menor que en el pasado (Gausсен, 1981; Nuet, 1981, Cunill *et al.*, 2015). Algunos núcleos de las áreas del Vallespir, del Àriege sur, del Ripollès o del Berguedà resisten como poblaciones aisladas o como grupos de individuos dispersos. En los contrafuertes pirenaicos, como por ejemplo en La Garrotxa, las investigaciones paleobotánicas no han hecho sino corroborar esta idea. Para conocer si su distribución fue mayor en el área pre-pirenaica y, en este caso, cuándo y en qué contexto se produjo la reducción de los abetales, se presenta un caso de estudio localizado en la Serra del Catllaràs (Berguedà, Cataluña). La vegetación adyacente al área de estudio se compone principalmente de hayedos y pinares, y los abetales son inexistentes. Se trata de una investigación multidisciplinar compuesta por el análisis pedoantracológico de muestras de suelo y una combinación de análisis palinológicos y pedoantracológicos de un testigo sedimentario. En relación con el estudio de los carbones en suelos forestales, se han llevado a cabo dos puntos de muestreo en áreas diferenciadas por sus condiciones topográficas y botánicas: CAT1 (1.538 m) y CAT2 (1.119 m). El registro pedo-sedimentario se ha extraído de una depresión sedimentaria (Prat Gespador, 1.528 m). Los resultados del análisis polínico y de los NPPs sugieren una abundante presencia pretérita de abeto en el área e indican una reciente desaparición de su población.

Palabras clave: *Abies alba*, pedoantracología, polen, registro pedo-sedimentario, NPP.

ABSTRACT

According to biogeography or geobotany, the current distribution of *Abies alba* in the Pre-Pyrenees is lower than it was in the past (Gausсен, 1981; Nuet 1981, Cunill *et al.*, 2015). Some areas from Vallespir, the Southern Àriege, Ripollès or Berguedà remain as isolated populations or as groups of scattered trees. In the Pre-Pyrenees, for example in La Garrotxa, paleobotanic research has corroborated this idea. In order to determine whether the distribution of silver fir was greater in the Pre-Pyrenean area and, in that case, when and under which context the population decline took place, a study case from the Catllaràs area (Berguedà, Catalunya) is presented. The vegetation surrounding the study site mainly consists of beech and pine forests, with a lack of firs. The study is a multidisciplinary research composed of pedoanthracological analysis of soil samples and a palynological and pedoanthracological analysis of a sedimentary record. The study of charcoal from forest soils was performed in two areas with different topographical and botanical features: CAT1 (1,538 m) y CAT2 (1,119 m). The pedo-sedimentary record was obtained in a sedimentary depression (Prat Gespador, 1,528 m). Results suggest a fir presence during several millennia and indicate a sharp and recent disappearance of its populations.

Keywords: *Abies alba*, pedoanthracology, pollen, pedo-sedimentary record, NPP.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Cunill Artigas, R.; Sánchez Morales, M.; Nadal Tera, J. (2020). ¿Por qué le llaman la Fuente del Abetal si está rodeada de pinos? Estudio multidisciplinar de la evolución forestal del macizo del Catllaràs (Berguedà, Catalunya). Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 489-496.

1. INTRODUCCIÓN

La regresión del abeto durante el periodo Holoceno en el territorio ibérico es un hecho que los estudios palinológicos han demostrado en numerosos trabajos científicos (Jalut 1974, 1984, Galop y Jalut 1994, Galop 1998, Pélachs *et al.*, 2009). Si bien el área de distribución de esta especie creció durante los primeros milenios holocénicos, pronto llegó su regresión en muchas áreas pirenaicas y circundantes. Pero aún hoy nos cuesta explicar la cronología de esta regresión, así como y, sobre todo, los motivos de ésta. Elementos climáticos y sociales se transforman y se entrelazan durante los últimos milenios.

El análisis paleobotánico a escala local con metodología interdisciplinar nos permite trabajar con detalle la escala temporal a la vez que facilitará establecer la distribución local con alta precisión en un área concreta. Ambos conocimientos supondrán ir más allá en la evolución topográfica del área de distribución del abeto. En el estudio que aquí se presenta se utilizan los registros sedimentarios y el suelo forestal como archivos de información paleobotánica. El estudio palinológico y de los NPPs (*non-pollen palynomorphs*) de los sedimentos nos ofrecen información cronológica detallada e información de una gran diversidad biológica. La pedoantracología o el estudio de los carbonos del suelo, nos permite indagar en la distribución local del abeto.

El área escogida para el estudio es la cordillera pre-pirenaica del Catllaràs, localizada en la vertiente sudoriental de la cordillera pirenaica. En la actualidad no se encuentra ningún abetal en la zona, pero sí individuos aislados en las áreas circundantes. Se ha escogido esta área porque tenemos indicios de una ocupación pretérita de *Abies alba*. En primer lugar, la toponimia local muestra claramente esta vinculación del territorio con el abeto. Topónimos como Fuente del abeto y Umbría del abeto son claros en este sentido. Por otro lado, en la depresión sedimentaria de El Catllaràs ya se realizaron dos estudios palinológicos, con los que se detectó la existencia pretérita y la disminución del polen de abeto durante el período holoceno (Pérez-Obiol y Roure, 1990; Tantinyà, 2007). No obstante, el primer registro estudiado no contaba con dataciones y no se pudo atribuir una edad al declive del abeto.

En esta ocasión, se combina el análisis palinológico, los NPPs y el análisis pedoantracológico del mismo perfil de muestreo en la depresión sedimentaria del Catllaràs. Por otro lado, se realizaron dos puntos de muestreo pedoantracológico en los suelos forestales del área del Catllaràs. En esta publicación se presentan los resultados del análisis polínico y de los NPPs por el registro sedimentario de Prat Gespador.

2. ÁREA DE ESTUDIO

El macizo del Catllaràs se localiza en el Pre-Pirineo catalán entre las comarcas del Berguedà y el Ripollès. Se trata de un altiplano orientado de este a oeste con un relieve fuertemente pronunciado con altitudes máximas de 1.500 m a 1.800 m (Figura 1). Es un espacio representativo de los relieves calizos mesozoicos y eocenos del Prepirineo. En el sector central y oriental son más abundantes los sedimentos detríticos marinos, areniscas y conglomerados.

De forma general el clima en las cotas superiores es de montaña con inviernos fríos y veranos frescos de poca duración. En las cotas inferiores encontramos un clima submediterráneo. Sin embargo, la topografía agreste complica el mosaico climático del área y el efecto umbría/solana es muy acusado.

Figura 1. Localización del área de estudio (polígono rojo) en el contexto pirenaico



La vegetación no hace sino dejar más clara la importancia de la topografía del área para explicar su paisaje. Las laderas expuestas al sur reciben más horas de sol y permiten que los rayos solares incidan directamente. Este hecho favorece la existencia de vegetación mesomediterránea. Los encinares, típicamente mediterráneos y de baja montaña, pueden alcanzar altitudes notables alrededor de 1.500 m (Tantiñà, 2007). Por el contrario, las vertientes orientadas al norte reciben menor insolación, lo que determina temperaturas inferiores y menor evapotranspiración potencial. En la cara norte crecen especies típicas de climas templados como hayedos y otras formaciones caducifolias. De esta forma en el paisaje del Catllaràs coexisten comunidades de carácter medioeuropeo (hayedos, pastos mesófilos...), submediterráneo y mediterráneo (pinares de pino negral o de pino albar y carrascares). De acuerdo con el esquema de Vigo y Ninot (1987), se distinguen tres pisos de vegetación: submontano, montano y subalpino.

El aprovechamiento antrópico del área forestal del Catllaràs ya se encuentra documentado en la Alta Edad Media (Tantinyà, 2007). La extracción de leña y madera para la construcción se compaginaba con actividades secundarias como el carboneo, la explotación de la resina, etc. La deforestación del bosque se intensifica en la época moderna con la revolución agrícola del área y la gestión por parte de la Marina de la madera para la construcción naval. En la época contemporánea la industrialización del área de estudio supone una explotación breve pero muy intensiva del bosque relacionada con la obtención de carbón y madera para satisfacer las necesidades energéticas del momento. Es durante este periodo cuando se inicia la explotación minera del área para la explotación del carbón mineral (Alsina i Garcia, 2000; Boixader, 2000; Pérez Tort, 2017). El lignito es el tipo de carbón que se explotaba en el Catllaràs, así como en el resto de la cuenca minera de l'Alt Berguedà.

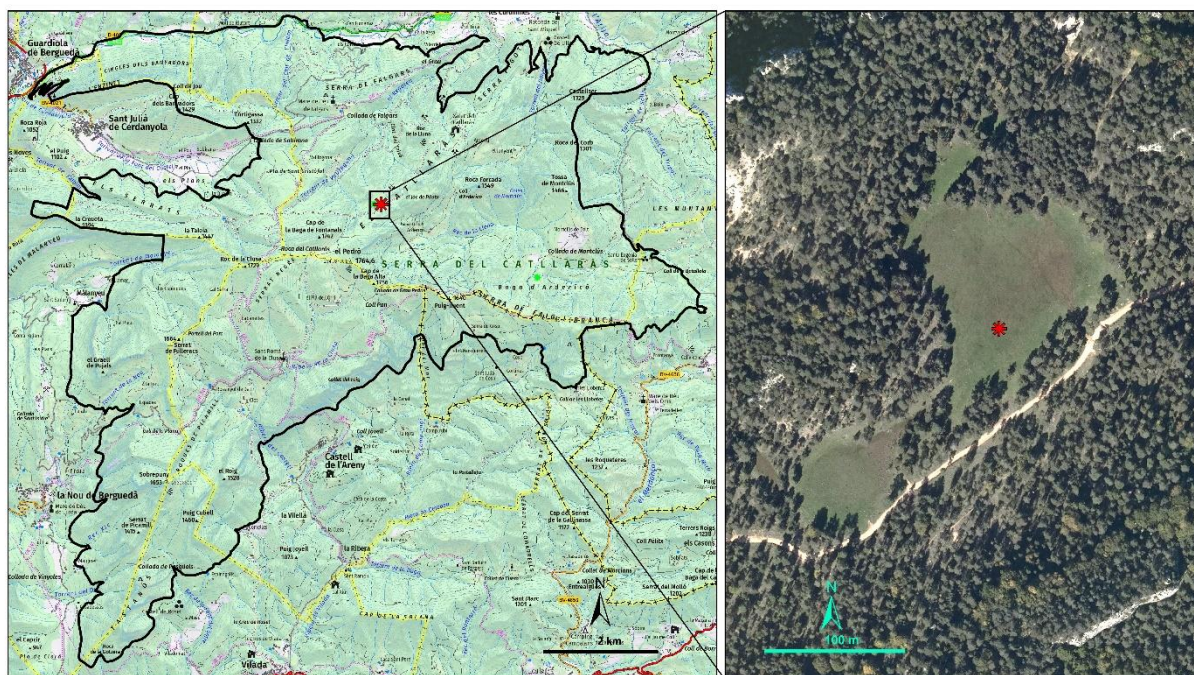
Actualmente la actividad industrial es inexistente y las actividades primarias están en claro retroceso. La terciarización, como en muchas áreas de montaña mediterráneas, se ha potenciado para la atracción de viajeros y senderistas que aprovechan el patrimonio natural y cultural del

área. Desde 1992, la mayor parte del macizo se encuentra protegido por el Pla d'Espais d'Interès Natural (PEIN) aprobado por el gobierno de la Generalitat de Catalunya.

3. RECOLECCIÓN Y TRATAMIENTO DE LAS MUESTRAS

Las muestras del testigo sedimentario -CATLL3- se recogieron en el humedal de Prat Gespador UTM 31N 413776, 4673828) a 1.528 m de altitud. Éste está constituido por un suelo higroturboso que se forma en una depresión en el altiplano central de la sierra del Catllaràs (Figura 2). El paisaje vegetal dominante que rodea la depresión topográfica está dominado por pinares de *Pinus sylvestris* con individuos dispersos de *Sorbus aucuparia*, *Juniperus communis* y *Fagus sylvatica*. El humedal presenta una comunidad de *Carex davalliana*.

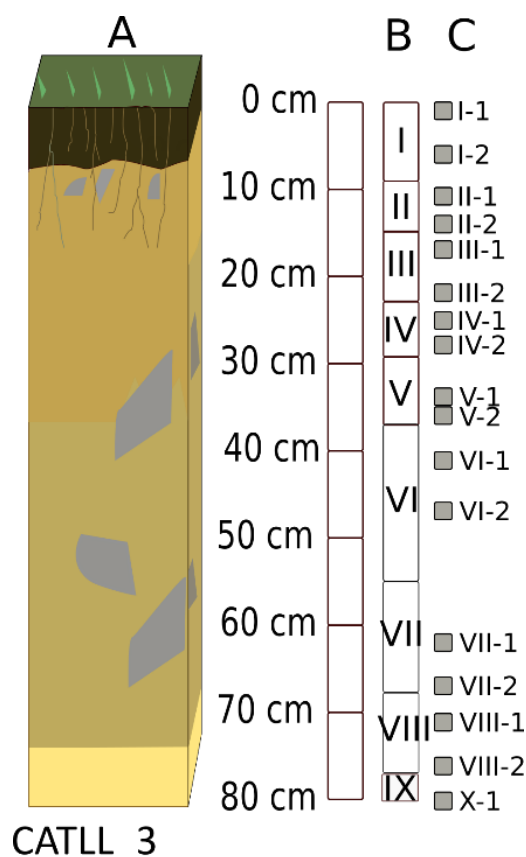
Figura 2. Localización de los puntos de muestreo (asterisco rojo) en el contexto del Espacio de Interés Natural del Catllaràs (izquierda) y sobre la imagen satélite de la turbera (derecha)



El muestreo se realizó manualmente siguiendo la metodología utilizada para el muestreo pedoantracológico. Se realizó una cata donde se pudiera observar el perfil del suelo y acto seguido se procedió a la definición de los horizontes de muestreo (Figura 3). De cada horizonte se recogieron de 5 kg a 10 kg de suelo para el análisis pedoantracológico y de una a dos muestras de 50 g para el análisis de polen y NPPs. En total se muestrearon 9 horizontes pedoantracológicos y se recogieron 17 muestras para pólenes y NPPs.

Las muestras de polen y NPPs se han tratado siguiendo procedimientos estándares (Faegri *et al.*, 1989), filtrándolas a 300 μm y tratándolas con HCl (10%), HF (70%), KOH (10%) y fueron acetolizadas. Las preparaciones se han montado con glicerol y la identificación de pólenes y NPPs se ha llevado a cabo mediante distintas claves, atlas y publicaciones ilustradas (p.ej., Ellis, 1971; Moore *et al.*, 1991; Reille, 1992, 1998; Van Geel y Aptroot, 2006).

Figura 3. Esquema de muestreo de CATLL_3



A: perfil del suelo, B: horizontes del muestreo pedoantracológico y C: muestreo para el análisis palinológico y de NPPs

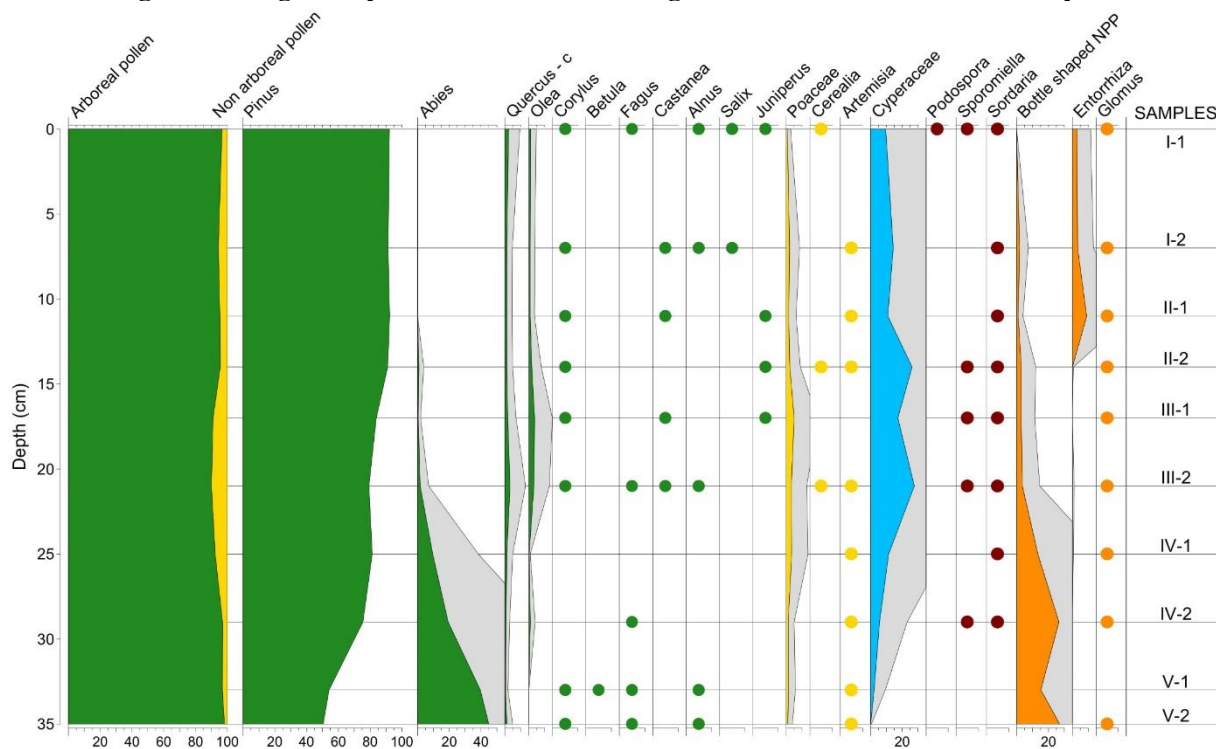
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados polínicos indican valores arbóreos superiores al 90% durante toda la secuencia (Figura 4). Lo que nos indica que el Catllaràs ha sido durante los últimos milenios un paisaje eminentemente forestal. Los taxones con más representación son el pino y el abeto, aunque también se detectan otras frondosas con porcentajes menores al 5% en su conjunto, como *Corylus avellana*, *Betula pendula*, *Quercus* sp., *Fagus sylvatica*, *Castanea sativa*, *Olea* sp., *Alnus* sp. y *Salix* sp.

En el inicio de la secuencia el abeto presenta valores superiores al 40%, y el pino superiores al 50% (muestra V-II). Progresivamente el pino gana porcentaje en relación con el abeto y a partir de la muestra II-1 no se detecta más polen de abeto. De hecho, no vemos una estabilización del abeto sino una tendencia continua al descenso. En los horizontes de muestreo IV y V aún se observan cantidades superiores a un 5% de polen de abeto. Pero en los horizontes II y III las cantidades de polen ya son mínimas, hasta desaparecer en el horizonte más superficial. Esta dinámica de la desaparición del abeto coincide con los resultados obtenidos por Pérez-Obiol y Roure (1990). En esta fase inicial del estudio, aún sin dataciones, se hace imposible hablar de cronologías claras para estas dinámicas, pero consultando el trabajo de Tantiñà (2007) se observa una disminución clara del polen de abeto durante los siglos XIV, XV y XVI, llegando a valores mínimos durante los siglos XVII, XVIII y XIX para después desaparecer. La

disminución del abeto viene acompañada de un claro aumento del pino, pero también de otros taxones como el *Quercus*, *Corylus* o *Castanea*, que ganan peso en los horizontes II y III. Otro elemento que aparece cuando los niveles de abeto son mínimos es el polen de Cerealia. Este hecho no hace sino mostrar el aumento de la actividad antrópica en la zona durante este período. De hecho, es a lo largo de los horizontes IV y III donde se observa una mayor apertura del paisaje forestal.

Figura 4. Diagrama polínico resumido del registro sedimentario de Prat Gespador



El declive del abeto coincide temporalmente con un incremento de Ciperáceas y una disminución de un NPP no determinado (*bottle shaped* NPP). En las muestras más recientes también se detecta la aparición de *Entorrhiza* sp., un NPP fúngico relacionado con las raíces de las Ciperáceas.

Estos resultados iniciales se tienen que ver completados en un futuro por el análisis pedoantracológico de los horizontes del suelo de Prat Gespador. Éste aportará la información cronológica y más datos sobre la dinámica vegetal de las especies leñosas. Por otro lado, los resultados de los muestreos pedoantracológicos realizados en diferentes puntos del macizo del Catllaràs aportarán información sobre la localización de las especies arbóreas en el contexto de la escarpada topografía del macizo.

5. CONCLUSIONES

Como hemos observado mediante el análisis polínico, la toponimia local no hace más que recordar la importante presencia pretérita del abeto en Catllaràs. Si bien hoy asociamos *Abies alba* al Pirineo más axial, esta especie tuvo históricamente una presencia importante en los contrafuertes prepirenaicos. La acción antrópica parece que tuvo un papel clave en el proceso de disminución del área de distribución de la especie.

A nivel metodológico, el presente trabajo pone de manifiesto el gran valor de la palinología para el estudio de las dinámicas forestales a la vez que pone de manifiesto la necesidad de poner concreción espacial a estos resultados con otras técnicas paleobotánicas, como la pedoantracología.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado bajo los proyectos “Los bosques del pasado como clave para comprender los bosques del futuro: dinámica histórica de los abetales en la vertiente sudoriental pirenaica (CSO2015-74008-JIN)”, financiado por la Agencia Estatal de Investigación (AEI) y al Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER), “Estudio biogeográfico histórico comparado (Montaña Cantábrica, Sistema Central y Pirineos): 18000 años de cambios climáticos y antrópicos sobre especies forestales indicadoras” (CSO2015-65216-C2-1-P), obtenido por el Departament de Geografia de la Universitat Autònoma de Barcelona, con la ayuda predoctoral FPI PhD (BES-2016-076641), y por el “Grup de Geografia Aplicada” (AGAUR, Generalitat de Catalunya, 2014 SGR 1090 & AGAUR, Generalitat de Catalunya, 2014 SGR 1090 y 2017 SGR-00343).

REFERENCIAS

- Alsina, G.; García, M. (2000). Visions geogràfiques de la serra del Catllaràs: Anàlisi de la petjada humana. *Erol, L': revista cultural del Berguedà*, 67: 8-10.
- Boixader, P. (2000). Itinerari per les principals mines del Catllaràs. *Erol, L': revista cultural del Berguedà*, 67: 19-20.
- Cunill, R.; Métaillé, J.P.; Galop, D.; Poublanc, S.; De Munnick, N. (2015). Palaeoecological study of Pyrenean lowland fir forests: Exploring mid-late Holocene history of *Abies alba* in Montbrun (Ariège, France). *Quaternary International*, 366: 37-50.
- Ellis, M.B. (1971). *Dematiaceous Hyphomycetes*. Kew: Commonwealth Mycological Institute.
- Faegri, K.; Kaland, P.E.; Krzywinski, K. (1989). *Textbook of Pollen Analysis*. Chichester: John Wiley and Sons Ltd.
- Galop, D. (1998). *La forêt, l'homme et le troupeau dans les Pyrénées. 6000 ans d'histoire de l'environnement entre Garonne et Méditerranée*. Toulouse: GEODE, Laboratoire d'Ecologie Terrestre et FRAMESPA.
- Galop, D.; Jalut, G. (1994). Differential human impact and vegetation history in two adjacent Pyrenean valleys in the Ariège basin, southern France, from 3000 B.P. to the present. *Vegetation History and Archaeobotany*, 3: 225-244.
- Gausсен, H. (1981). Vue d'ensemble des pays autour de la serra del Cadi. *Pirineos*, 113: 5-12.
- Jalut, G. (1974). *Evolution de la végétation et variations climatiques durant les quinze derniers millénaires dans l'extrémité orientale des Pyrénées*. Toulouse: Toulouse III, PhD.
- Jalut, G. (1984). L'action de l'homme sur la forêt montagnarde des Pyrénées ariégeoise et orientales depuis 4000 B.P. d'après l'analyse pollinique. *Actes du 106e Congrès national des sociétés savantes*: 163-172.
- Moore, P.D.; Webb, J.A.; Collison, M.E. (1991). *Pollen Analysis*. Oxford: Blackwell.
- Nuet Badia, J. (1981). Estudi sobre l'àrea de dispersió de l'avet ("*Abies alba*" Miller) a les terres catalanes. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*: 117-127.
- Pèlachs, A.; Pérez-Obiol, R.; Ninyerola, M.; Nadal, J. (2009). Landscape dynamics of *Abies* and *Fagus* in the southern Pyrenees during the last 2200 years as a result of anthropogenic impacts. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 156(3-4): 337-349.
- Pérez-Obiol, R.; Roure, J. M. (1990). Evidència de la regressió recent de les avetoses a partir de les anàlisis pol·líniques. *Orsis: organismes i sistemes*, 5: 5-11.



- Pérez Tort, S. (2007). Concepción: l'explotació d'una mina de lignit al Catllaràs (La Pobla de Lillet 1941-1956). *Erol, L': revista cultural del Berguedà*, 131: 46-53.
- Reille, M. (1992). *Pollen et spores d'Europe et d'Afrique du Nord*. Marseille. Laboratoire de Botanique Historique et Palynologie. Marseille: Université d'Aix-Marseille III.
- Reille, M. (1998). *Pollen et spores d'Europe et d'Afrique du Nord e Supplément 2*. Laboratoire de Botanique Historique et Palynologie. Marseille: Université d'Aix-Marseille III.
- Tantià, M. (2007). *L'acció antròpica i la dinàmica climàtica en l'evolució del paisatge vegetal de la serra del Catllaràs*. Barcelona: Universitat Autònoma de Barcelona, Facultat de Ciències: Treball de recerca.
- Van Geel B.; Aptroot, A. (2006). Fossil ascomycetes in Quaternary deposits. *Nova Hedwigia*, 82: 313-329.
- Vigo, J.; Ninot, J.M. (1987). Los Pirineos. Peinado-Lorca, M.; Rivas-Martínez, S. (Eds.). *La vegetación de España*. Madrid: Universidad de Alcalá de Henares: 351-384.

DINÁMICA ACTUAL Y AMENAZAS EN LA MICRORRESERVA DE LOS BONALES DE PUEBLA DE DON RODRIGO (CIUDAD REAL)

Concepción Fidalgo¹, Juan Antonio González¹, Mario Corral¹, Rosario García² y Carlos Arteaga¹

¹ Dpto. Geografía. Universidad Autónoma de Madrid. concepcion.fidalgo@uam.es

² Dpto. Geología y Geoquímica. Universidad Autónoma de Madrid. rosario.garcia@uam.es

RESUMEN

El objetivo de este trabajo es analizar un conjunto de turberas (bonal, bohonal o trampales) de alto valor ambiental protegidas, bajo la figura de Microrreserva Natural, por la Junta de Comunidades de Castilla La Mancha (España). Se ubican en ambas vertientes del valle medio del río Guadiana, en el municipio de Puebla de D. Rodrigo (Ciudad Real). La investigación realizada se centra en el estudio de su situación actual y de la evolución experimentada a fin de proponer una serie de medidas de protección destinadas a garantizar su conservación futura.

Este propósito requiere una metodología que integre: (i) reconocimiento de campo detallado del área con la posterior recolección y análisis de muestras en el laboratorio. Ambos métodos permiten comprender los procesos geomorfológicos, hidrológicos, biológicos y antropogénicos experimentados; prestando especial atención a las evidencias que diferentes procesos, naturales y humanos, han dejado en el territorio; (ii) inventario y análisis de fuentes documentales y cartográficas para reconstruir la dinámica temporal, así como los diferentes usos del suelo desarrollados en el entorno; (iii) detección de impactos, evaluación y propuestas de gestión.

El análisis dual mediante estas variadas técnicas hace que sea más fácil inferir las herencias que el pasado reciente ha dejado en estos humedales, y al mismo tiempo nos permite proponer estrategias que garanticen su conservación.

Palabras clave: turberas, evolución histórica, microrreserva, manejo, conservación.

ABSTRACT

The scope of this work is to analyze a set of peatlands (bonal, bohonal or trampales) of high environmental value protected, under the figure of Micro Nature Reserve, by the Regional Government of Castilla La Mancha (Spain). They are located on both slopes of the middle valley of Guadiana River, in the municipality of Puebla de D. Rodrigo (Ciudad Real). The research carried out focuses on the study of its current situation and the evolution experienced in order to propose a series of protection measures aimed at guaranteeing its future conservation. This purpose requires a methodology that integrates: (i) detailed field survey of the area with the subsequent collection and analysis of samples in the laboratory. A combination of both methods allow us to understand the geomorphological, hydrological, biological and anthropogenic processes experienced; paying primary attention to the evidences that different processes, natural and human, have left in the territory; (ii) compilation and research of documentary and cartographic sources to reconstruct the temporal dynamics, as well as the different land uses developed in the bonales and perimeter zones; (iii) detection of environmental impacts, assessment and preparation of management proposals.

The dual analysis made possible by these varied techniques makes it easier to infer the inheritances that the recent past has left in these wetlands, and at the same time allows us to propose strategies that ensure their conservation.

Keywords: peatlands, historical evolution, micro-reserve, management, conservation.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Fidalgo, C.; González, J.A.; Corral, M.; García, R.; Arteaga, C. (2020). Dinámica actual y amenazas en la Microrreserva de los Bonales de Puebla de Don Rodrigo (Ciudad Real). Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 497-506.

1. INTRODUCCION

Los *bonales*, *bohonales*, *trampales* constituyen un ecosistema turfófilo poco conocido debido, entre otras razones, a su escasez y a su emplazamiento en áreas reducidas, por lo común alejadas de núcleos poblacionales.

La mayor parte de las áreas turbosas se ubican en el hemisferio norte (250 millones de ha, López Sáez *et al.*, 2019), tanto en el ámbito europeo (el 75% en los países más septentrionales como Finlandia, Suecia y Noruega, a lo que hay que sumar el N de Rusia o Gran Bretaña) como en el americano (N de EE.UU. y Canadá). En la Península Ibérica, dado que son hábitats más propios de la región Atlántica o de altitudes elevadas, la mayoría se localizan en la mitad septentrional, sobre todo en zonas con cierta influencia oceánica y áreas de alta montaña de Pirineos, Sistemas Central e Ibérico, Cordillera Cantábrica o Macizo Galaico, donde la abundancia de agua y las frías temperaturas de esos territorios favorecen la acumulación de turba. Sin embargo, en el centro peninsular constituyen un hábitat raro que puede identificarse en determinados parajes de la Sierra de Ayllón, Montes de Toledo o Sierra Morena. Sorprende el valioso patrimonio de turberas con las características climáticas imperantes en estos territorios. Por lo general aparecen dispersas ocupando una superficie reducida y configurando un paisaje singular con abundante agua, suelo turboso y vegetación específica. A pesar de su tamaño, la existencia de humedad permanente las convierte en elementos paisajísticos relevantes en medio de un terreno dominado por el clima mediterráneo. Por esta razón se han convertido en refugio de especies atlánticas de óptimo centroeuropeo y boreales (Rivas-Goday, 1954).

Normalmente, las turberas se forman en zonas con escaso drenaje encharcadas de modo más o menos permanente y donde el agua -procedente de nacederos, arroyos, del subsuelo o de aguas de lluvia- empapa amplias porciones de terreno o discurre lentamente por la superficie formando pequeñas pozas. En estos suelos anegados, con poco contenido de oxígeno y nutrientes, la mineralización de los restos orgánicos se ve dificultada, por lo que tienden a acumularse y transformarse lentamente en depósitos de turba, sobre la que se asienta una flora turfófila. La vegetación es el elemento más visible y caracterizador de las turberas; tanto que, en algunas investigaciones, se emplea para deducir propiedades de éstas, tales como el grado de encharcamiento, la acidez o el grado de oligotrofia. En el momento actual, estos ecosistemas son considerados como un recurso de alto valor, no sólo por su riqueza botánica sino por su importancia como sumidero de carbono y su papel en la regulación de los ciclos hidrológicos.

Debido a ese carácter excepcional son objeto de protección siendo varias las cuestiones a considerar a la hora de valorar la necesidad de preservación: en primer lugar, su excepcionalidad: constituyen uno de los ecosistemas más escasos y singulares, incluso de toda la Cuenca Mediterránea; y en segundo lugar su originalidad que radica en ser un hábitat único de especies animales y vegetales. Esa necesidad de conservación ha de compatibilizarse con el hecho de que estas formaciones de turba son muy sensibles a los cambios ambientales generados bien sea por procesos naturales o antrópicos. Así lo corroboran las numerosas investigaciones paleoambientales llevadas a cabo sobre testigos obtenidos en ellas (López *et al.*, 2014; Luelmo *et al.*, 2018a, 2018b). Factores como la alta disponibilidad de agua y el bajo contenido en nutrientes, entre otros, aseguran la acumulación de turba y, por tanto, la estructura y funcionalidad del hábitat. Buena parte de las turberas existentes en el continente europeo se han destruido total o parcialmente; especialmente en el centro de Europa se ha perdido la totalidad de las turberas de los Países Bajos, el 90% de las del Reino Unido, el 82% de las de Irlanda y la mitad de las de Alemania y Suiza (Miguel, 2006).

2. LOCALIZACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

La zona de estudio se localiza en el municipio de Puebla de Don Rodrigo, integrado en la Comarca de Montes, provincia de Ciudad Real (Castilla-La Mancha) y en la Mancomunidad de Cabañeros. Constituye un espacio natural dominado por un paisaje de relieve “apalachense” con crestas cuarcíticas, depresiones pizarrosas y laderas regularizadas por coluviones y canchales. Es un territorio de montaña media, con altitudes que oscilan entre los 800 y 900 m y los 450-500 m de las depresiones. Por una de ellas discurre el río Guadiana con un trazado general de SE-NW, interrumpido en ocasiones por algunos meandros. Las peculiaridades climáticas de la zona ofrecen unas temperaturas anuales que oscilan entre 15°C y 15,5°C, con valores medios invernales comprendidos entre 6°C-7°C, mientras que los estivales ascenderían hasta los 25°C. Las precipitaciones anuales no son muy elevadas y fluctúan entre algo más de 600 mm y casi los 700 mm.

Desde un punto de vista biogeográfico, este territorio se encuadra en la provincia florística mediterránea-ibérico-occidental, subprovincia Luso-Extremadurensis. El predominio lo ejerce la vegetación esclerófila mediterránea, protagonizada por la encina (*Quercus ilex sp. ballota*) y el alcornoque (*Quercus suber*). El encinar climatófilo corresponde a la asociación *Pyro bourgaeanae-Quercus rotundifoliae* (encinar con piruétanos) del piso mesomediterráneo y ombroclima seco-subhúmedo. Por su parte, el alcornocal se enmarca en la asociación *Poterio agrimonioidis-Quercus suberis* piso mesomediterráneo con ombroclima subhúmedo-húmedo. En las vegas con cierta hidromorfía se desarrollan quejigares lusitanos y en las márgenes de los ríos fresnedas y alisedas, y una representación puntual de abedulares (*Betula pendula*). Las vertientes de la zona debieron estar cubiertas en el pasado por estas comunidades vegetales, hoy reducidas a formaciones arbóreas residuales o incluso ejemplares aislados.

Los *bonales* emplazados en este término municipal han sido objeto de protección mediante diferentes figuras legales: se integran en el LIC Bonales de la comarca de Los Montes del Guadiana ES4220019; constituyen también hábitat del Anexo I de la Directiva 92/43/CEE; y están protegidos bajo la figura de Microrreserva (Microrreserva Bonales de Puebla de Don Rodrigo - Decreto 42/2002, de 2 de abril con una extensión de 64,00 ha, Microrreserva Bonal del Barranco del Chorro - Decreto 118/2002, de 3 de septiembre, 17,63 ha, Microrreserva Bonal del Barranco del Remilladero - Decreto 14/2003, de 4 de febrero, 31,58 ha, Microrreserva Bonal del Barranco de los Membrillos - Decreto 16/2003, de 4 de febrero, 6,85 ha).

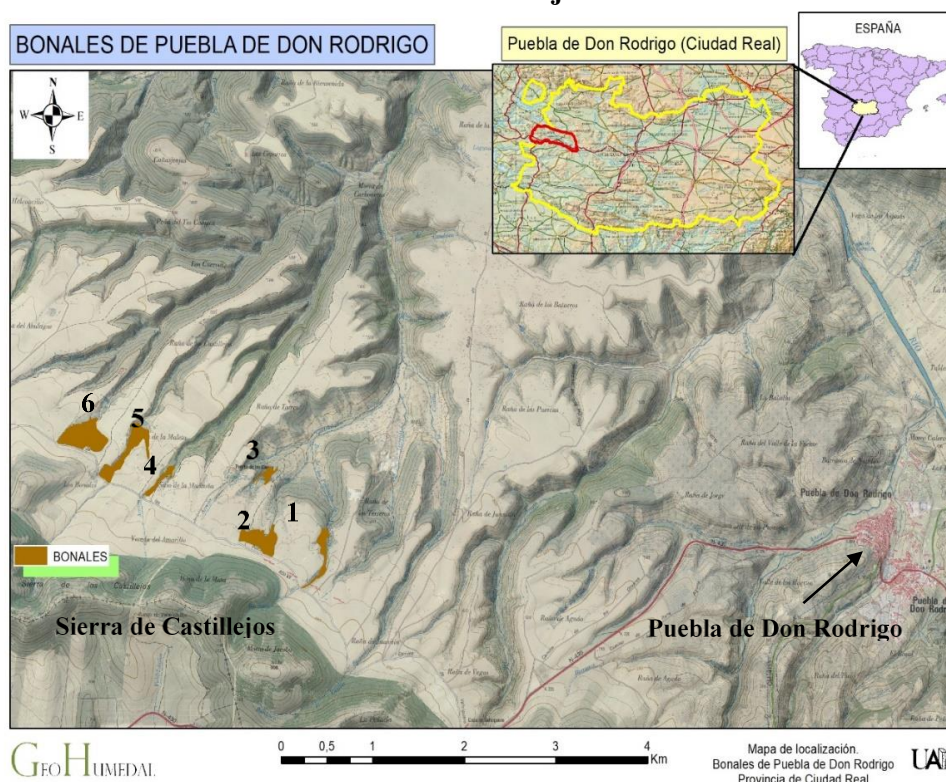
El presente trabajo se centrará esencialmente en la Microrreserva Bonales de Puebla de Don Rodrigo, constituida por seis núcleos dispersos con una superficie total de 64,1 ha y una zona periférica de protección (Mapa 1). Se disponen al norte de la vertiente de la Sierra de Castillejos ocupando los fondos de una serie de pequeños valles alimentados por diversas surgencias con caudales no elevados, aunque casi siempre continuos, incluso en años de notables sequía.

El término *bonal* aparece como apellido, Bodonal o Bonodal, ya entre los intervinientes de las Relaciones Topográficas de Felipe II (siglo XVI), siendo en el momento actual un apellido relativamente frecuente en la provincia de Ciudad Real. *Bonal* o *bodonal* en la toponimia pervive como apelativo con el valor de “charca o laguna invernal”. Junto a esta definición existen otras posibles interpretaciones: palabra derivada de la voz latina *buda* (*espadaña*), *Scirpus lacustris*, L., que en La Mancha se denomina *bon* y *obon* (Riesco, 2010-11). González-Bernáldez (1992) define *bonal* como terreno húmedo o vegetación (prado o juncal) propia de terrenos húmedos y el Glosario de Trashumancia como pastizal de los órdenes Isoetetalia (*bonales de invierno y primavera*) o Agrostietalia (*bonales de invierno*) constituido por plantas herbáceas, mayoritariamente gramíneas o graminoides.

Así pues, un *bonal* debe ser considerado como un lugar con humedad permanente o casi permanente donde el agua encharca el terreno o fluye mínimamente.

Sólo el aporte de agua de los nacederos a los *bonales* puede explicar la permanencia de agua año tras año, a diferencia de algunos “*bogs*” británicos que tienen comunidades de vegetación y especies similares (Rodwell, 1998), pero son ombrotróficos (sustentadas con el agua de lluvia). Ha de tenerse en cuenta, también, que aquellos *bogs* reciben más de 1.200 mm al año, frente a los 597 mm de promedio anual de Puebla de Don Rodrigo (García-Rayego, 1997). Si se contabilizan el número de días lluviosos, la comparación de los *bonales* con sus parientes británicos también es llamativa: los *bogs* reciben agua de lluvia durante más de 180 días al año, mientras que, en la citada comarca, la media de días con precipitaciones se halla en torno a 60.

Mapa 1. Ubicación de Puebla de Don Rodrigo en el ámbito provincial de Ciudad Real y localización de los *bonales* objeto de estudio



1. Bonal de los Terreros. 2. Bonal de los Jareros. 3. Bonal del Tío Chasco. 4. Bonal Horcajilla de los Baturros. 5. Bonal de la Raña Maleta. 6. Bonal del Abulagar “El Observatorio”

A la hora de establecer su tipología, los *bonales* del Valle del Guadiana podrían encuadrarse dentro del hábitat 7140: Mires de transición (Tremedales), turberas minerotróficas, “minerogénicas” o “fen” (alimentadas fundamentalmente por el aporte de agua de escorrentía superficial y subterránea); se corresponderían con tremedales no confinados donde el agua fluye ocupando emplazamientos de fondo de valle o de ladera (Florín Beltrán, 2012); o bien, atendiendo a su localización topográfica, podrían asimilarse a las turberas abombadas o altas (*raised bogs*) (López *et al.*, 2019).

Constituyen sistemas complejos con una flora peculiar y hábitat exclusivos, en los que se produce un micromosaico de comunidades vegetales, diferenciadas en función de una serie de factores ecológicos entre los que se muestran, como determinantes, los que afectan al régimen

hídrico. Su principal valor proviene de la riqueza florística que sustentan, de su gran interés botánico con especies singulares y endémicas que se desarrollan en hábitats muy restringidos y frágiles, como los brezales higrófilos de *Erica tetralix* y las comunidades de *Sphagnum*. Muchas de las especies que se encuentran en estos *bonales* están incluidas en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Castilla-La Mancha (García, 2002).

Algunos de ellos contienen abombamientos turbosos o “vejigas” que constituyen dispositivos de gran valor geomorfológico y botánico (Fotografía 1). El crecimiento desmesurado de estos esfagnos sobre sus partes muertas, o bien la gran cantidad aportada de agua subterránea, forma, con el paso del tiempo, pequeños *túmulos*. Estos abombamientos, a medida que se crecen y separan del suelo se secan, sirviendo así de asiento a comunidades menos higrófilas, tales como pajonales y juncuales.

Fotografía 1. Vejiga del Abulagar



Izquierda: en junio de 2013. Derecha, muy seca en abril de 2019.

3. METODOLOGÍA

La investigación realizada ha requerido un minucioso recorrido de campo en diferentes estaciones y en distintos años a fin de inferir la evolución experimentada por los *bonales* y determinar el estado de conservación de estos.

La posición geomorfológica que ocupan las turberas en las laderas y en los fondos de valle y el análisis de los espesores alojados en dichos valles permiten establecer una primera aproximación al funcionamiento de estos dispositivos turbosos:

- a) una primera fase donde esos fondos de valle fueron modelados por la incisión fluvial desencadenada por unos caudales muy moderados, pero incentivada por los procesos de erosión regresiva en los tramos de cabecera de estos arroyos, que se vieron favorecidas por unas pendientes de cierta inclinación. Aquella etapa morfogenética debió coincidir con momentos holocenas, condiciones de activa fitoestabilización de las vertientes y ausencia o débil presión antrópica.
- b) una segunda donde la degradación de las condiciones de fitoestabilidad, motivada por eventos de orden climático, o vinculada, como sugerimos, a intervenciones antrópicas en el medio natural, originó la puesta en marcha de numerosos sedimentos transportados tanto por arrastres longitudinales como coluvionares desde las vertientes. Su llegada al fondo ralentizó la velocidad de los flujos, desdibujó el trazado de los cauces y desparramó sus aguas por todas las estrechas llanuras aluviales. Además, estos procesos disminuyeron la pendiente de los lechos fluviales al no poder transportar tanto material detrítico hacia aguas abajo.

La convergencia de estos fenómenos favoreció la colonización de esfagnos con una hidromorfía más o menos permanente, asistida por la naturaleza impermeable de los materiales paleozoicos del área. Al tiempo la acción antrópica ha generado numerosos impactos, cuyas huellas se muestran claramente en el paisaje actual, que han sido reconocidas y enumeradas.

Posteriormente se procedió a la recogida de muestras, objeto de muy diferentes análisis de laboratorio. Entre ellos destacan los aplicados a los sedimentos sedimentarios (textural, mineralógica, identificación de arcillas, etc.) que constituyen el entorno de los *bonales*. Las aguas, dada su importancia en este ecosistema, se han analizado también para conocer sus parámetros básicos -pH, conductividad- así como sus componentes hidroquímicos. Además, se ha llevado a cabo un análisis del pH y de la conductividad del perfil, medido de acuerdo con la norma ISO 10390:2005.

La investigación se ha complementado con el estudio y consulta de diferentes fuentes documentales, de distinta etiología y cronología, recogidas en distintos archivos de ámbitos nacionales (Archivo Histórico Nacional), provinciales (Archivo Histórico Provincial de Ciudad Real, Archivo de la Diputación de Ciudad Real) y en el Archivo Municipal de Puebla de Don Rodrigo (Fidalgo *et al.*, 2018).

Por otra parte, el estudio se ha apoyado en la consulta de los mapas topográficos a escala 1/50.000 del Instituto Geográfico Nacional (IGN) de Puebla de Don Rodrigo (hoja 757) de 1891, 1926, 1956, 1981, 1984 y 2007; de Villarta de los Montes (hoja 734) de 1891, 1954 y 2007; de Herrera del Duque (hoja 756), 1953 y 2005; de El Chiquero (hoja 758), 1888, 1954 y 1987 y Las Casas del Río (hoja 758) de 2007; y de Abenojar (hoja 783) de 1888, 1954 y 2007. Un total de 18 hojas. De igual modo se ha procedido al examen de los mapas 1/25.000 correspondientes a cada uno de estos topográficos. También han sido analizadas las memorias y mapas geológicos 1/50.000 del Instituto Tecnológico Geominero de España (ITGE, 1989).

Finalmente, las fuentes cartográficas y la fotografía aérea han permitido establecer una cartografía de síntesis de la evolución experimentada por el paisaje del entorno de los *bonales* desde mediados de los años 50 del pasado siglo XX hasta el momento actual (Fidalgo *et al.*, en prensa).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El trabajo de campo y el análisis de las muestras han permitido caracterizar una serie de *bonales* que, salvo alguno de tamaño más reducido, se extienden en una longitud de varias centenas de metros.

Se han reconocido una importante cantidad de impactos imputables a diferentes actuaciones antrópicas en el seno de estos dispositivos turbosos: (i) apertura de zanjas de drenaje que afectan a la continuidad y profundidad de la capa freática; esta drástica modificación hidrológica constituye el proceso de degradación que mayores repercusiones negativas puede tener sobre el estado de conservación del ecosistema; (ii) dedicación ganadera: compactación de la turba por el pisoteo del ganado, exposición de niveles de turba subsuperficiales e interferencias a través de la incorporación de los excrementos del ganado; (iii) entrada de fertilizantes como consecuencia del uso agrícola: el efecto más inmediato es la modificación del carácter oligotrófico de las turberas elevadas (especialmente en el domo ombrotrofico), se genera eutrofización y se aceleran los procesos de mineralización y la transferencia de materia orgánica en disolución hacia los cauces de agua; (iv) introducción de especies vegetales (en particular por reforestación o transformación a pradera) lo que provoca el desplazamiento de las propias de las turberas, afectando a su grado de naturalidad y a su diversidad biológica; (v) incendios: la utilización del fuego en turberas, como herramienta agroganadera, además de cambios

biogeoquímicos y florísticos tiene como primera consecuencia una esterilización temporal del sustrato y la aceleración de los procesos de erosión.

Todo ello afecta, lógicamente, al hábitat concreto de la turbera, pero tiene también sus repercusiones sobre todo el conjunto de pequeños valles de la cuenca. Las actuaciones humanas influyen en las morfologías deprimidas acogedoras de este tipo de humedales, originando variaciones de la capa freática, aumento de la carga de partículas sólidas (contenido en cenizas de la turba), eutrofización y modificación de la vegetación perimetral, primer receptor de muchos de esos impactos.

Respecto a las aguas que circulan por los *bonales* presentan valores de pH ácidos (5,88-6,64) y mínima carga iónica, incluso en los meses de verano, como revela su baja conductividad (<100 μ S). Estos flujos superficiales que, durante los meses de invierno, son nítidamente continuos (Fotografía 2A), al llegar el estío pasan a ser discontinuos, alternando tramos donde la escorrentía superficial es sustituida por otra subsuperficial o hipodérmica que deja al lecho completamente seco. Los flujos de agua se desplazan relativamente desparramados por el fondo higrófilo del *bonal*, aunque se advierten pequeños cauces de anchura inferior a 2 m y mínima profundidad (< 50 cm) (Fotografía 2B). En sus orillas puede observarse cómo el relleno más reciente del fondo de este valle está constituido por varios niveles detríticos: gruesos en la base y más finos en el techo, separados por otro de naturaleza turbosa (Fotografía 2C). Los lechos detríticos están constituidos por cantos, gravas y arenas con dos procedencias: aportes coluvionares con elementos retomados desde las rañas y aportes aluviales arrastrados por los flujos de agua durante momentos de alta energía (Fotografía 2D).

Fotografía 2. Flujos superficiales sobre el “Trampal de los Terreros”



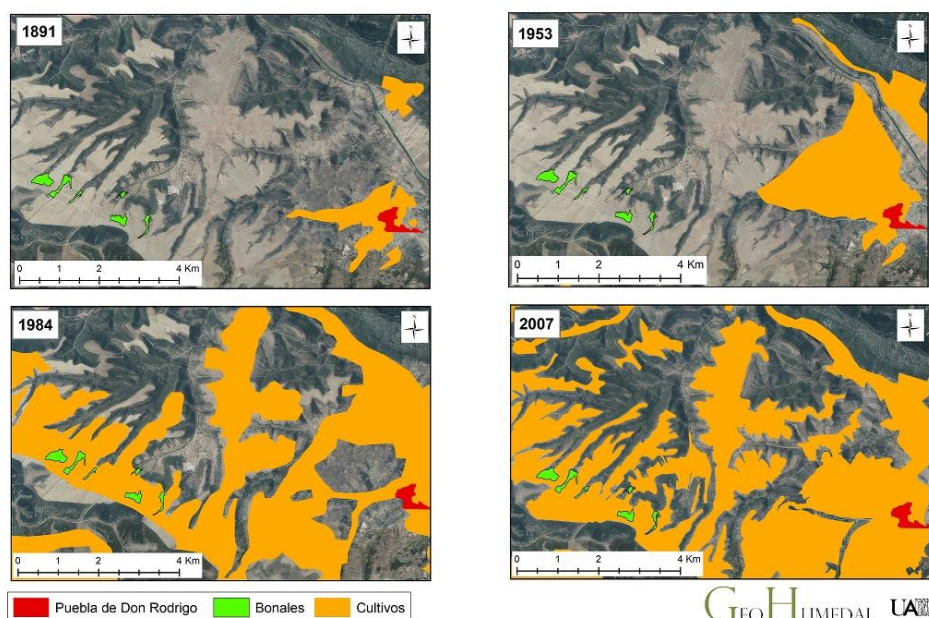
A. Corrientes de agua desplazándose durante los meses de invierno. B. Flujos invernales desparramados y recubriendo la superficie del bonal. C. Sedimentos detríticos fosilizando horizontes de turba. D. Sedimentos detríticos gruesos emplazados en el lecho del bonal, en su mayor parte proceden de aportes coluvionares y también se identifican algunos aportes aluviales arrastrados por las aguas desde la cabecera del valle.

En el perfil longitudinal de estos pequeños cauces destacan sucesiones de umbrales (*riffles*) y pozas (*pools*) donde abundan gravas y cantos (de hasta 30 cm de longitud). En los meses de verano, esta sucesión de trechos con aguas en movimiento y remansadas, introduce fuertes variaciones en su temperatura: en los primeros alcanza unos 20°C, mientras que, en las pozas

bien insoladas, los valores térmicos pueden superar los 30°C.

Tras el estudio de las fuentes documentales (Fidalgo *et al.*, 2018) en los últimos cien años, destacan dos etapas bien diferenciadas con situaciones morfogénicas antagónicas: una, donde unas cubiertas vegetales, más o menos degradadas, dominaban el paisaje y fitoestabilizaban, con mayor o menor éxito (en función del estado de la cobertura vegetal) los perímetros de estos humedales y que perduraría hasta los años 1950-1956. Otra, donde a partir de esas fechas, se produce la deforestación de aquella masa vegetal y la puesta en cultivo de extensas áreas circundantes. En el momento actual el avance experimentado por las superficies de cultivo es tal que “cercan” todos los dispositivos turbosos (Figura 1), generando en ocasiones una reducción de la conectividad en las masas de turba.

Figura 1. Incremento de las superficies de cultivo (1891-2007)



5. CONCLUSIONES

El examen geomorfológico y biogeográfico, así como los diferentes análisis efectuados en el laboratorio, sugieren una situación bastante degradada que coincide con los estudios realizados hace algún tiempo (García Río, 2000). Casi todos los ejemplos analizados, tanto en los fondos de valle como en las laderas, muestran una serie de pequeñas cicatrices erosivas que “muerden” la masa vegetal y que amenazan con desmantelar poco a poco las alfombras turbosas.

Se constata en su masa la concurrencia de un excesivo aporte de materiales detríticos que llega longitudinalmente desde los tramos altos de los arroyos alimentadores, así como desde las vertientes de los interfluvios coronados por las rañas. Esta contribución de terrígenos parece incompatible con la funcionalidad futura de las turberas, su presencia puede ocasionar gravísimos daños al fosilizar los tapices vegetales alojados en los fondos de valle o, degradarlos mediante el incremento de los transportes en suspensión (especialmente durante eventos con fuertes precipitaciones que, al circular sobre los *bonales*, efectúan sendos procesos de abrasión en los musgos turfófilos); además, dada su permeabilidad, se introducen en su seno incrementando la presencia de la fracción mineral.

También las cubiertas vegetales denuncian un estado de degradación puesto de manifiesto en la mezcla de especies arbustivas del margen intercaladas con la vegetación del interior del *bonal*, no siendo posible delimitar con nitidez la zona encharcada y la orla perimetral. Se entiende que este hecho deriva de una actuación antrópica que ha ocasionado la apertura del dispositivo turboso. Coincidimos así con las afirmaciones de García Río (2000) en su apreciación de que cuando en el brezal de *Erica tetralix* aparece *Genista ánglica* y *Erica scoparia* se ha producido una degradación ocasionada por pérdida de humedad, pastoreo intensivo, hozar de jabalís o descuaje. Este tipo de formaciones mixtas son las que se ubican en la mayoría de los *bonales* estudiados.

Las aguas analizadas no ofrecen ningún inconveniente para el desarrollo de estos humedales turbosos en lo que respecta a sus características hidroquímicas que, en general, contienen una carga iónica muy propia de estos roquedos silíceos.

Los principales problemas de conservación detectados en la mayoría de estos *bonales* están motivados por los usos agrícolas y ganaderos del territorio intensificados en los últimos años que los han reducido y alterado e incluso los ha hecho desaparecer definitivamente en ciertos casos. Nuestras propuestas son consustanciales con las propias medidas dimanadas de la figura de protección como microrreserva de la que gozan estos humedales:

- Restringir las superficies de laboreo agrícola: de modo total en la cuenca-vertiente de los tramos de cabecera de los arroyos que los avenan y de manera marginal en los bordes de sus valles. En estos últimos bastaría con alejar las acciones del arado de los segmentos superiores de las laderas de modo que los espacios de protección, antes dedicados a la agricultura, sean rápidamente colonizados por una cubierta vegetal herbácea y arbustiva capaz de jugar un papel protector al fitoestabilizar estos ámbitos de pendiente. En idéntico sentido, disminuir la superficie de cultivo y alejarla de las márgenes de los humedales con una franja perimetral de algunas decenas de metros que permita el desarrollo de la orla protectora arbustiva. Al tiempo, limitar el uso de fertilizantes en los campos de cultivo para impedir que estos lleguen a las aguas que avenan los *bonales*.
- Dados los bajos valores de nutrientes procedentes de los usos ganaderos, podrían permitirse, cómo se hace en la actualidad, el mantenimiento de unos accesos esporádicos, nunca en el interior delimitado por el vallado, y de un reducido número de cabezas. En caso necesario, la posición de abrevaderos destinados a fines ganaderos y/o cinegéticos deben emplazarse en la zona externa de los *bonales*.
- No disminuir ni sustraer los caudales de los flujos de agua que circulan por los *bonales* para impedir la progresión de espacios óxicos. Así, han de desmantelarse aquellos drenajes que mermen los caudales fluyentes. También sería necesario establecer un perímetro de protección hidrológico que garantice los aportes de agua.
- Por otra parte, resulta muy difícil la preservación y conservación de estos humedales si los habitantes de Puebla de Don Rodrigo no los perciben como un patrimonio municipal de alto valor. Se hace inexcusable que sus valores naturales se difundan, para que la población no los contemple como zonas inútiles y objeto de posible explotación tras su desaparición.
- Finalmente, el hecho de que sean un ámbito anóxico favorece la preservación de elementos polínicos convirtiéndolos en un “laboratorio” donde recabar información sobre el paleoclima y la evolución de la cubierta vegetal del territorio. Así ha de potenciarse su interés pedagógico y científico. Por ello es preciso continuar las investigaciones a fin de corroborar la evolución que están experimentando los humedales de la zona y su posible tendencia hacia la auto-recuperación.

Agradecimientos

Esta investigación se inició a partir de un contrato de investigación firmado con la Junta de Comunidades de Castilla La Mancha en 2014.

REFERENCIAS

- Fidalgo Hijano, C.; González Martín, J.A.; García Giménez, R.; Arteaga Cardineau, C.; Colmenero, M.L. (2018). Turberas y deforestación: la evolución del paisaje a través de las fuentes documentales (Bonales de Puebla de Don Rodrigo, Ciudad Real). *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 38(1): 11-34. doi:10.5209/AGUC.60467
- Fidalgo Hijano, C.; González Martín, J.A.; Corral Ribera, M.; García Giménez, R.; Arteaga Cardineau, C. (aceptado, en prensa). Peatlands evolution in central Iberia (Montes de Toledo, Spain) and its link to anthropogenic processes: a cartography-base study. *Espacio, Tiempo y Forma, Serie Geografía*.
- Florín Beltrán, M. (2012). Los bonales de Montes Norte: máquina del tiempo y puerta a otro mundo. En: Gosálvez Rey, R.U. (Ed.). *Montes Norte. Patrimonio natural y divulgación ambiental de un territorio singular*. Ciudad Real: Asociación de Desarrollo Montes Norte: 111-131.
- García Rayego, J.L. (1997). El Medio Físico de Los Montes. En: García Rayego, J.L.; González Cárdenas, E. (Eds.). *Elementos del Medio Natural en la Provincia de Ciudad Real*. Cuenca: Universidad de Castilla La Mancha, Col. Estudios: 21-81.
- García Río, R. (2000). *Caracterización florística y ecológica de los bonales de Ciudad Real y planes para su conservación como microrreservas* Junta de Comunidades de Castilla La Mancha: inédito.
- García Río, R. (2002). Flora protegida regional existente en las turberas de Ciudad Real. *Conservación Vegetal. Boletín de la Comisión de Flora del Comité Español de la Unión Mundial para la Naturaleza*: 7, 7.
- García Río, R. (2007). Flora y vegetación de interés conservacionista de Sierra Madrona y su entorno (Ciudad Real, Sierra Morena, España). *Ecosistemas*, 16(1): 97-111.
- González Bernáldez, F. (1992). *Los paisajes del agua. Terminología popular de los humedales*, Madrid: Revero.
- López Sáez, J.A.; García Río, R.; Alba Sánchez, F.; García Gómez, E.; Pérez Díaz, S. (2014). Peatlands in the Toledo Mountains (central Spain): characterisation and conservation status. *Mires and Peat*, 15: 1-23.
- López Sáez, J.A.; Pérez Díaz, S.; García Gómez, E.; Alba Sánchez, F. (Coords.) (2019). *Historia de la vegetación y los paisajes de Toledo*. Toledo: Cuarto Centenario; CSIC; Diputación de Toledo.
- Luelmo Lautenschlaeger, R.; López Sáez, J.A.; Pérez Díaz, S. (2018a). Contributions to the European Pollen Database. Las Lanchas, Toledo Mountains (central Spain). *Grana*, 57(4): 246-248.
- Luelmo Lautenschlaeger, R.; López Sáez, J.A.; Pérez Díaz, S. (2018b). Contributions to the European Pollen Database. Botija, Toledo Mountains (central Spain). *Grana*, 57(4): 322-324.
- Miguel, E. de (2006). *Manuales de Desarrollo Sostenible. 2. Conservación y restauración de turbera*. Fundación Santander Central-Hispano.
- Riesco Chueca, P. (2010). Nombres en el paisaje: la Toponimia; fuente de conocimiento y aprecio del territorio. *Cuadernos Geográficos*, 46: 7-34.
- Rivas Goday, S. (1954). Islas atlánticas en pleno dominio de flora mediterránea. *Anales Real Academia Farmacia*, 20: 405-412.
- Rodwell, J.S. (Ed.) (1998). *British Plant Communities. Volume 2. Mires and heaths*. Cambridge University Press.

METODOLOGÍA PARA LA ESTIMACIÓN DE LOS CAMBIOS DE LA SUPERFICIE INCULTA (*saltus-silva*) DURANTE EL SIGLO XVIII EN LA PROVINCIA DE ALICANTE

Pablo Giménez¹, Juan Antonio Marco¹, Ascensión Padilla¹, Ángel Sánchez¹,
Alfredo Ramón² y Benito Zaragoza³

¹ MedSPai. Dpto. Análisis Geográfico Regional y Geografía Física. Universitat d'Alacant. pablo.gimenez@ua.es

² Laboratorio de Geomática. Instituto Interuniversitario de Geografía. Universitat d'Alacant. alfredo.ramon@gcloud.ua.es

³ Dpto. Geografía. Universitat Rovira i Virgili. benito.zaragozi@urv.cat

RESUMEN

El creciente interés internacional por la reconstrucción de los usos y coberturas históricas del suelo tiene como objetivo cuantificar y valorar correctamente el impacto de la actividad humana sobre el planeta. En esta línea, sobre la que existe un buen número de estudios de Biogeografía en España, se presenta una tentativa metodológica aplicada a la actual provincia de Alicante que pretende aproximarse a la extensión de las zonas incultas (*saltus/silva*) a principios y a finales del siglo XVIII. Los resultados preliminares permiten valorar espacialmente el importante proceso de reducción de superficies forestales y pastizales acontecido durante este siglo (29%). Igualmente, los resultados sirven de base para estudios más detallados, a desarrollar en fases posteriores de trabajo.

Palabras clave: Biogeografía histórica, usos y coberturas históricas del suelo, SIG histórico.

ABSTRACT

The growing international interest in the reconstruction of historical land uses and covers aims to quantify and correctly assess the impact of human activity on the planet. In this line, on which there is a good number of studies of Biogeography in Spain, a methodological attempt is applied to the current province of Alicante that aims to approximate the extension of uncultivated areas (*saltus/silva*) at the beginning and end of the century XVIII. Preliminary results allow spatially assessing the important process of reduction of forest and grassland areas during this century (29%). Equally, the results serve as the basis for more detailed studies, to be developed in later phases of work.

Keywords: historical Biogeography, historical land use/land cover, historical GIS.

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

El reciente número de estudios que cuantifican cambios históricos en el uso y las coberturas del suelo (LULC), con influencia en procesos ecológicos que requieren amplias escalas temporales, ha ofrecido datos determinantes para valorar y comprender el impacto de la actividad humana en nuestro planeta (Ellis *et al.*, 2010). Sin embargo, la mayor parte de las reconstrucciones tienen un carácter global o continental a nivel de grandes coberturas, con

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Giménez, P.; Marco, J.A.; Padilla, A.; Sánchez, A.; Ramón, A.; Zaragoza, B. (2020). Metodología para la estimación de los cambios de la superficie inculta (*saltus-silva*) durante el siglo XVIII en la provincia de Alicante. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 507-513.

carácter secular o multiseccular (milenios) y utilizando estadísticas o datasets a nivel de países o grandes regiones (Fuchs *et al.*, 2013; Jepsen *et al.*, 2015; Klein Goldewijk *et al.*, 2017). La mayoría, igualmente, aplica estimaciones evaluables, pero no entra a valorar en profundidad la dinámica de los cambios (Fuchs *et al.*, 2015).

Para escalas más detalladas se carece, generalmente, de estudios de este tipo: si bien desde la Geografía histórica se han realizado aportaciones muy relevantes, con valiosos estudios de caso, escasean los resultados que ofrecen una visión más global, con información espacial que sea capaz de abarcar la totalidad de un territorio amplio y en distintos periodos históricos.

Con el fin de conseguir generar datos con estas cualidades, que completen los numerosos espacios en blanco de los que no hay o no se ha localizado información, se ha diseñado un modelo preliminar que permite aproximarse a la extensión de las zonas incultas (*saltus/silva*) en el pasado. Es decir, un modelo diseñado para llenar los vacíos de datos e identificar patrones regionales de LULC en el pasado. En concreto, se ha seleccionado la actual provincia de Alicante y dos fechas modelo, 1700 y 1800, con el fin de valorar el impacto de la ampliación del terrazgo en un periodo histórico de gran trascendencia, como lo fue el siglo XVIII. Durante este siglo se produjo un fuerte incremento demográfico que se tradujo en una expansión de la agricultura sobre espacios anteriormente incultos y aprovechados principalmente para la ganadería, la explotación forestal, la caza y la pesca. La reducción del *saltus* se acompañó de una creciente intensificación en el aprovechamiento de los recursos naturales disponibles, acelerando su degradación.

2. METODOLOGÍA

La metodología propuesta consta, en su fase de desarrollo actual, de dos fases diferenciadas. En primer lugar, se ha generado una matriz a partir de una capa previa de capacidad de uso del suelo junto con la densidad demográfica en los periodos analizados y la cercanía a cauces fluviales principales.

La capacidad de uso, desarrollada en el *Centro de Investigaciones sobre Desertificación* (CSIC-UV) por Antolín y Año (1998) atiende a propiedades como la erosión, la pendiente, el espesor efectivo, la pedregosidad, la salinidad, la hidromorfía y distintas propiedades físicas y químicas. A partir de una horquilla de 5 clases y 45 subclases, se clasifican un conjunto de suelos con propiedades de “muy alta” a “muy baja” capacidad. Para incluirlos en la matriz se han aplicado unos valores de ponderación (entre -2 y 9) testados en sectores contrastados de la comarca de la Marina Baixa (Alicante).

Para la densidad de población se han utilizado el censo de 1730 y los datos de población de las *Observaciones* de Cavanilles (1795-1797) (Bernat y Badenes, 1994), aplicando un coeficiente de 4.5 por vecino con el fin de aproximarnos al número total de habitantes. Se ha tenido en cuenta aquellos lugares que todavía no habían adquirido la independencia municipal, aunque en la mayor parte de los casos, siendo asentamientos consolidados ya en el siglo XVIII, el número de habitantes ya quedaba registrado de forma independiente en los mencionados censos. Para casos como el del denominado “Campo de Orihuela” (territorio histórico al sur del Río Segura hasta su frontera con Murcia, bajo jurisdicción de Orihuela) y el de nuevas poblaciones construidas durante el Setecientos, los datos se han completado con otros trabajos previos (Giménez, 2008). Una vez calculada la densidad de población, se ha ordenado en una horquilla de valores porcentuales y se le ha asignado un valor de ponderación.

Para asignar un mayor peso a las tierras cercanas a los cursos fluviales, se han seleccionado los cauces relevantes del área de estudio y se le ha aplicado un buffer de 500 m de lado con una

ponderación de “1”. Igualmente, se ha incluido una capa de zonas húmedas o lagunas existentes durante el siglo XVIII, que deriva de fuentes cartográficas históricas o fotointerpretación.

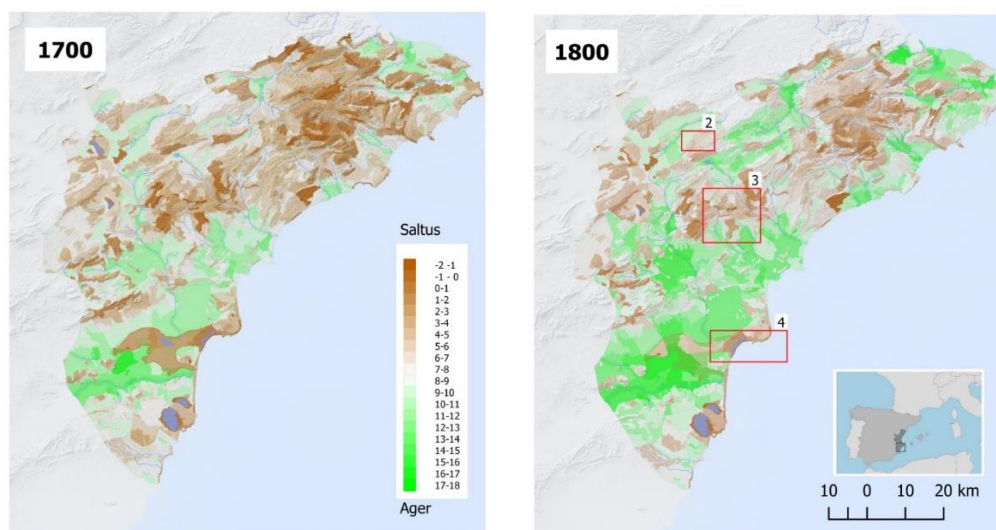
Con todo ello, y basándonos en los censos de población disponibles, se han realizado dos propuestas genéricas para los años 1700 y 1800 tratando de representar, así, los profundos cambios acaecidos durante el siglo analizado. Se obtiene, de esta forma, una capa de información genérica para todo el territorio analizado en la que se representan los sectores con mayor o menor probabilidad de estar cultivados atendiendo a la capacidad de uso del suelo y la densidad demográfica.

En una segunda fase, parcialmente desarrollada en esta comunicación con ejemplos puntuales, se aplica para algunos espacios incultos una capa con diferentes aspectos de carácter jurisdiccional; esto es, sectores adecuados para la agricultura, según el modelo propuesto, pero con características derivadas de la propiedad de la tierra (espacios comunales) o de tipos de aprovechamiento (pastos, cotos madereros, etc.) que las mantenían sin dedicación agrícola en alguno de los periodos analizados.

3. RESULTADOS

El resultado cartográfico ofrece una capa de síntesis, con un rango de 20 valores en el que los extremos representan la mayor probabilidad de que las áreas estuvieran cultivadas (de 18 a 7) o incultas (4 a -2), mientras que los valores intermedios (5 - 6) generan más dudas, y definen, en todo caso, espacios en los que podría existir una presencia puntual de campos de cultivo, pero sin consolidar un paisaje plenamente agrícola (Figura 1).

Figura 1. Transformaciones en la provincia de Alicante (1700-1800)



En una primera aproximación estadística se puede estimar que durante el siglo XVIII las superficies incultas, ocupadas por formaciones semi-naturales, se redujeron un 28,7%. Se aprecia un aumento considerable de la agricultura en los valles, piedemontes y llanos litorales. Tal y como certifican las fuentes documentales, las principales zonas montañosas de la provincia fueron los sectores donde se mantuvo una mayor extensión de *saltus-silva*, pese a una expansión agrícola muy relevante en algunos sectores. Esto se debe a condicionamientos naturales (pendiente, litofacies, principalmente) pero también a una recuperación demográfica

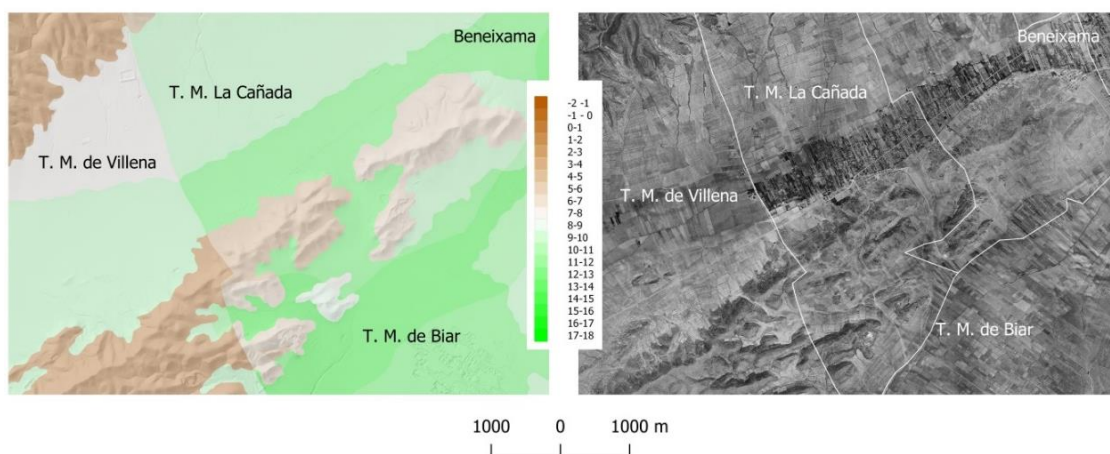
más costosa tras la expulsión de los moriscos acontecida en 1609, que prácticamente despobló el interior montañoso del área de estudio. Destacan, igualmente, los valles interiores del entorno de la Serra del Reclot, el Bajo Segura -en proceso de consolidación de las Pías Fundaciones- y el mencionado Campo de Orihuela o Campo de Salinas; espacios todos ellos sobre los que se acometieron grandes procesos roturadores durante el siglo XIX.

4. DISCUSIÓN

Para estimar la validez del método se han realizado algunas comprobaciones con estudios previos o con fuentes históricas (textuales, cartografía histórica o fotografía aérea). Los resultados demuestran que el método presenta un grado de ajuste bastante aceptable, que identifica las zonas roturadas a principios y finales de siglo, así como algunos cambios que se definen por el contacto entre términos municipales con distintas intensidades de aprovechamiento y densidad demográfica, o bien con determinadas unidades geomorfológicas.

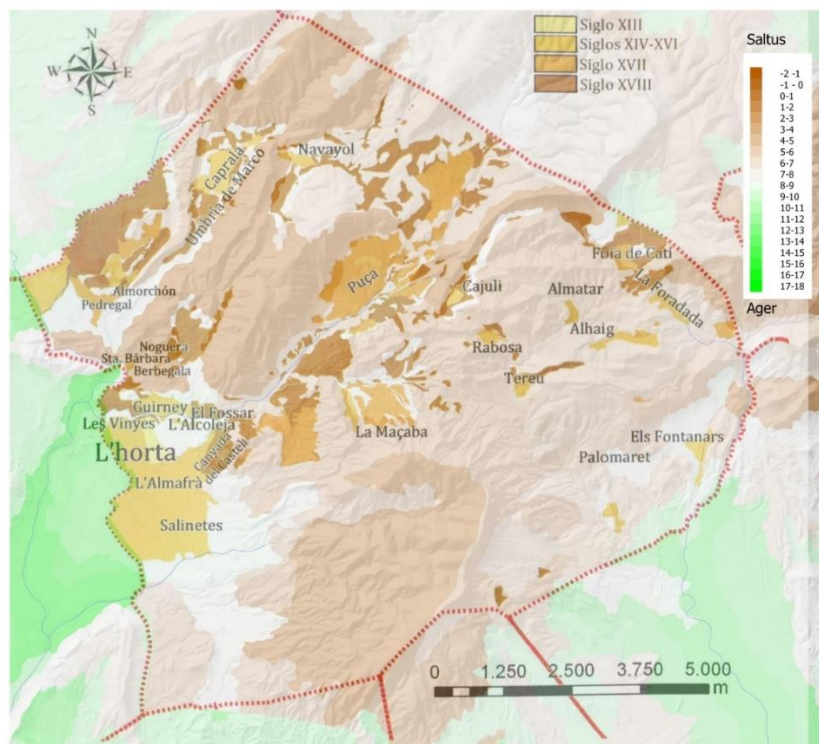
En numerosas ocasiones, el modelo identifica cambios en la intensidad de aprovechamiento entre un límite municipal (y/o jurisdiccional) y otro. Obsérvese en la figura 2 el contacto entre Villena y La Cañada en 1800 (que además coincide con una antigua frontera del Reino de Valencia y Castilla) y su plasmación en la fotografía aérea georreferenciada de 1956 (Institut Cartogràfic Valencià). La imagen coincide con la descripción de Cavanilles (1797: 119) al decir que «*los montes y la tierra en los confines de Murcia y de Valencia son de la misma naturaleza; pero es muy diversa la industria y aplicación de sus dueños: y así se ven incultos los campos de Villena inmediatos a las llanuras cultivadas del reyno de Valencia; y cubiertos de pinos los montes de este reyno, quando los próximos de Murcia no se encuentran mas de uno ú otro*».

Figura 2. Diferencias en la intensidad de aprovechamientos entre territorios limítrofes



Para valorar su grado de ajuste, el modelo puede ser testado comparándolo con otros estudios de caso: obsérvese en la figura 3 la superposición de los resultados del modelo en Petrer para 1800 y las tierras establecidas hasta el siglo XVIII, según Asins (2009) (mapa georreferenciado para este análisis). A grandes rasgos, hay una coincidencia importante de las zonas cultivadas y las incultas a finales del siglo XVIII.

Figura 3. Superposición de resultados para 1800 con estudios de datación previa (siglos XIII-XVIII)

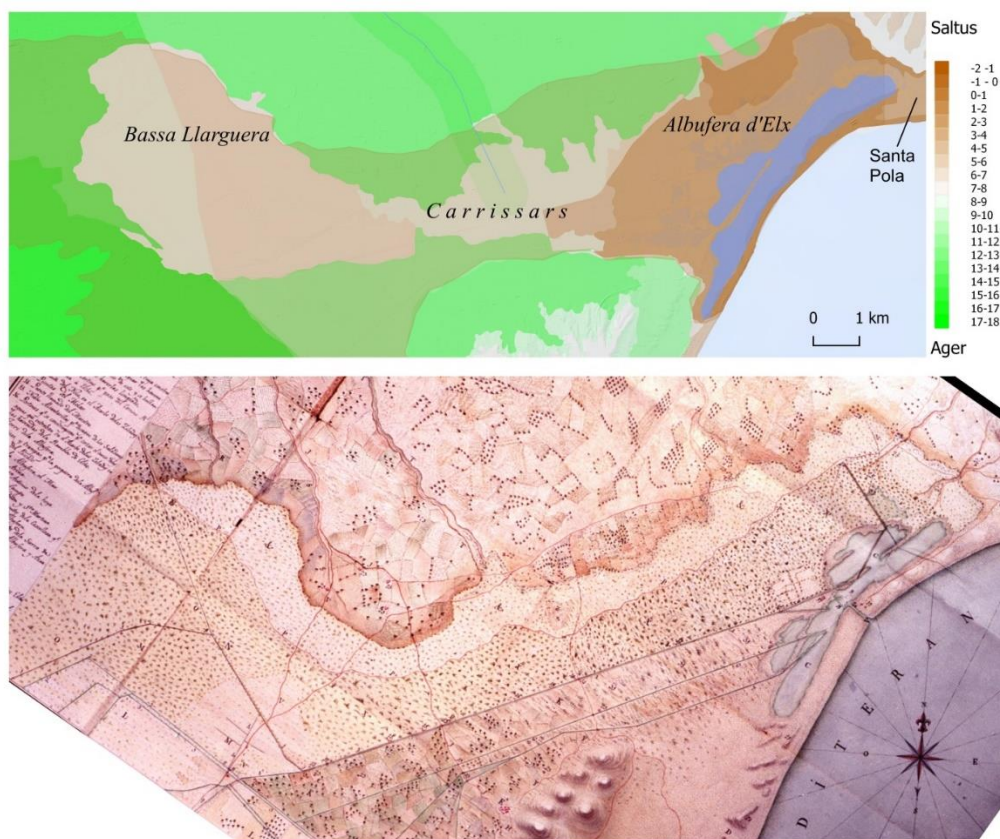


Como ejemplo de la aplicación de la segunda fase metodológica, se destaca el caso de la comarca del Bajo Segura (Figura 4), gran parte de la cual inició el siglo XVIII ocupada por extensas formaciones de humedales -saladares, carrizales y espacios de inundación periódica- que fueron progresivamente desecados y roturados por la acción colonizadora de las Pías Fundaciones. Este proceso, con importantes cambios jurisdiccionales que se plasmaron en nuevos usos y coberturas del suelo vinculados a la agricultura de regadío, generó un nuevo paisaje agrario que el modelo no ha podido reconocer en la primera fase. De esta forma, se ha hecho intervenir una nueva capa de información espacial con la extensión de los espacios seminaturales a partir de un estudio previo (Giménez, 2008). Ocurriría lo mismo con la desecación de la laguna de Villena o, en sentido contrario, con la conservación de los espartizales de propios de la ciudad de La Vila Joiosa, entre otros casos. Este tipo de datos corresponden a estudios de caso procedentes de monografías o bien, directamente, de documentación de archivo (textual y/o cartográfica) procesada por este equipo con el fin de completar o mejorar la resolución de la información disponible a partir del modelo. Se trata, de esta forma, de una labor progresiva y acumulativa que permitirá ajustar los porcentajes de cambio y entender mejor la dinámica de las transformaciones. En una fase posterior, aunque de desarrollo paralelo en muchos espacios, se pretende afinar el tipo de coberturas del suelo a partir de clasificaciones estandarizadas. En algunos lugares se podría llegar a discernir entre el *saltus* y la *silva*, así como el tipo de formaciones vegetales predominantes que los compondrían.

En la figura 4 se pueden observar las posibilidades para la segunda y última fase del proyecto, con el ejemplo del *Fondo d'Elx-Crevillent*, *Carrissars* y actuales Salinas de Santa Pola (antigua *Albufera d'Elx*). Las fuentes documentales y cartográficas permiten, para determinados espacios como éste, detallar primero los límites de los espacios yermos e incultos,

e incluso concretar formaciones seminaturales de vegetación espontánea como saladares o estepas salinas de los carrizales/pastizales hidrófitos. Los primeros incluían la explotación comunal de plantas halófitas o *barrilleras* para la obtención de sosa.

Figura 4. Comparativa de los resultados del modelo (1800) y cartografía histórica (1817)



5. CONCLUSIONES PRELIMINARES

Los resultados, en esta fase inicial, permiten: 1) valorar espacialmente el importante proceso de reducción -cercano al 29%- acontecido durante el siglo XVIII, afectando esencialmente a superficies forestales y pastizales. Son datos preliminares pero dan buena cuenta de la intensidad de las transformaciones territoriales vividas durante el Setecientos; 2) la posibilidad de extrapolar la metodología a siglos anteriores o posteriores y a territorios más amplios (Comunitat Valenciana), con el fin de cuantificar los cambios brutos y netos; 3) servir de base a estudios más afinados (a partir de datos con una mayor resolución, provenientes de fuentes textuales o cartografía histórica) donde pueda aplicarse una clasificación de coberturas del suelo que atienda a la diversidad y complejidad de las formaciones semi-naturales en el pasado. Todo ello como paso necesario para estimar correctamente la actividad humana secular y las posteriores evaluaciones ambientales de dicho impacto, en la línea de las investigaciones internacionales sobre “Historical LULC” en las que la Biogeografía debe jugar un papel fundamental.

Agradecimientos

Esta aportación se inscribe en el Proyecto de Investigación I+D SIOSE-INNOVA (CSO2016-79420-R-AEI/FEDER, UE). Ministerio de Economía, Industria y Competitividad, Programa Estatal de Investigación, Desarrollo e Innovación Orientada a los Retos de la Sociedad, en el marco del Plan Estatal de Investigación Científica y Técnica y de Innovación 2013-2016.

REFERENCIAS

- Antolín, C.; Añó, C. (1998). Capacitat d'ús dels sòls de la Comunitat Valenciana. En: Antolín, C. (Coord.). *El sòl com a recurs natural a la Comunitat Valenciana*. València: COPUT, 111-131.
- Asins, S. (2009). *El paisaje agrario aterrazado: Diálogo entre el medio y el hombre en Petrer (Alicante)*. Valencia: Publicaciones de la Universitat de València.
- Bernat, J.S.; Badenes, M.A. (1994). *Crecimiento de la población valenciana (1609-1857)*. València: Edicions Alfons el Magnànim.
- Ellis, E.C.; Klein Goldewijk, K.; Siebert, S.; Lightman, D.; Ramankutty, N. (2010). Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global ecology and biogeography*, 19(5): 589-606. [doi:10.1111/j.1466-8238.2010.00540.x](https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00540.x)
- Fuchs, R.; Herold, M.; Verburg, P.H.; Clevers, J.P.G.W. (2013). A high-resolution and harmonized model approach for reconstructing and analyzing historic land changes in Europe. *Biogeosciences*, 10: 1543-1559. [doi:10.5194/bg-10-1543-2013](https://doi.org/10.5194/bg-10-1543-2013)
- Fuchs, R.; Herold, M.; Verburg, P.; Clevers, J.; Eberle, J. (2015). Gross changes in reconstructions of historic land cover/use for Europe between 1900 and 2010. *Global Change Biology*, 21: 299-313. [doi:10.1111/gcb.12714](https://doi.org/10.1111/gcb.12714)
- Giménez Font, P. (2008): *Las transformaciones del paisaje valenciano en el siglo XVIII. Una perspectiva geográfica*. València: Alfons el Magnànim
- Jepsen, M.R.; Kuemmerle, T.; Müller, D.; Erb, K.; Verburg, P.H.; Haberl, H.; Vesterager, J.P.; Andrič, M.; Antrop, M.; Austrheim, G.; Björn, I.; Bondeau, A.; Bürgi, M.; Bryson, J.; Caspar, G.; Cassar, L.F.; Conrad, E.; Chromý, P.; Daugirdas, V.; Van Eetvelde, V.; Elena-Rosselló, R.; Gimmi, U.; Izakovicova, Z.; Jančák, V.; Jansson, U.; Kladnik, D.; Kozak, J.; Konkoly-Gyuró, E.; Krausmann, F.; Mander, Ü.; McDonagh, J.; Pärn, J.; Niedertscheider, M.; Nikodemus, O.; Ostapowicz, K.; Pérez-Soba, M.; Pinto-Correia, T.; Ribokas, G.; Rounsevell, M.; Schistou, D.; Schmit, C.; Terkenli, T.S.; Tretvik, A.M.; Trzepak, P.; Vadineanu, A.; Walz, A.; Zhllima, E.; Reenberg, A. (2015). Transitions in European land-management regimes between 1800 and 2010. *Land Use Policy*, 49: 53-64. [doi:10.1016/j.landusepol.2015.07.003](https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.07.003)
- Klein Goldewijk, K.; Beusen, A.; Doelman, J.; Stehfest, E. (2017). New anthropogenic land use estimates for the Holocene: HYDE 3.2. *Earth System Science Data*, 9(2): 927-953. [doi:10.17026/dans-25g-gez3](https://doi.org/10.17026/dans-25g-gez3)

CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD
XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía
Santander (Cantabria), 22-25 junio de 2020



LA INTERACCIÓN BIOLÓGICA COMO POSIBLE DESENCADENANTE EN LA EXTINCIÓN LOCAL DE *Cedrus atlantica* (Endl.) Carrière EN LA PENÍNSULA IBÉRICA: ANÁLISIS DE LA SUPERPOSICIÓN DE NICHOS CON *Pinus nigra* Arnold

Antonio González Hernández¹, Julio Peñas de Giles², Diego Nieto Lugilde³ y Francisca Alba Sánchez⁴

¹ Dpto. Botánica. Universidad de Granada. aglezhdez@gmail.com

² Dpto. Botánica. Universidad de Granada. jgiles@ugr.es

³ Dpto. Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal. Universidad de Córdoba. bv2nilud@uco.es

⁴ Dpto. Botánica. Universidad de Granada. falba@ugr.es

RESUMEN

La presencia de *Cedrus atlantica* en el continente europeo, y especialmente el momento de su desaparición en la península ibérica, es una de las cuestiones que más controversia ha suscitado en las últimas décadas sobre la sucesiva extinción de coníferas en el Mediterráneo Occidental. En este trabajo planteamos la posibilidad de que *C. atlantica* y *Pinus nigra* hubieran podido interactuar en el pasado excluyéndose mutuamente en las áreas donde compartieran nicho, y donde finalmente permanecería aquella que se mostrara más competitiva.

En este trabajo se ha modelizado con MAXENT la distribución potencial de ambas especies en el Mediterráneo Occidental en dos momentos del pasado Último Máximo Glacial (21 ka) y Óptimo Climático del Holoceno (6 ka) y en el presente, con objeto de identificar sus áreas comunes. También se ha analizado la superposición de sus nichos en el espacio ecológico bidimensional definido por los dos primeros ejes de un Análisis de Componentes Principales. Se ha contado con datos de observaciones propias y de la *Global Biodiversity Information Facility*, y con cuatro variables climáticas obtenidas de WorldClim.

Las especies muestran nichos muy bien diferenciados, y una distribución de sus hábitats segregada por continentes (*P. nigra* en Europa, y *C. atlantica* en África), que responde a diferencias en las afinidades climáticas. No obstante, el contacto de sus distribuciones en área limítrofes permite sugerir que *C. atlantica* mantuvo su presencia en la península ibérica hasta períodos recientes, y que *P. nigra* pudo desplazarla debido a su mayor prevalencia en el continente.

Palabras clave: cedro, competición, nicho ecológico, paleoecología, pino negral.

ABSTRACT

The presence of *Cedrus atlantica* in the European continent, and especially the moment of its disappearance in the Iberian Peninsula, is one of the issues that has caused more controversy in recent decades over the successive extinction of conifers in the Western Mediterranean. In this work, we propose the possibility that *C. atlantica* and *Pinus nigra* could have interacted in the past, excluding each other in the areas where they shared a niche and where the one that would be more competitive would remain.

In this work, the potential distribution of both species in the western Mediterranean has been

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

González Hernández, A.; Peñas de Giles, J.; Nieto Lugilde, D.; Alba Sánchez, F. (2020). La interacción biológica como posible desencadenante en la extinción local de *Cedrus atlantica* (Endl.) Carrière en la Península Ibérica: análisis de la superposición de nicho con *Pinus nigra* Arnold. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 515-523.

modeled using MAXENT in the present and in two moments of the past Last Glacial Maximum (21 ka) y Holocene Climatic Optimum (6 ka), to identify their common areas. The overlap of their niches in the two-dimensional ecological space, defined by the two mean axes of a Principal Component Analysis, has also been analyzed. We have used data from our own observations and the Global Biodiversity Information Fund, and four climatic variables obtained from WorldClim.

The species show very well differentiated niches and a distribution of their habitats segregated by continents (*P. nigra* in Europe and *C. atlantica* in Africa), which responds to differences in climatic affinities. However, the contact of their distributions in the border areas allows us to suggest that *C. atlantica* maintained its presence in the Iberian Peninsula until recent periods, and that *P. nigra* was able to displace it due to its greater prevalence in the continent.

Keywords: black pine, cedar, competition, ecological niche, paleoecology.

1. INTRODUCCIÓN

La presencia de *Cedrus atlantica* (Endl.) Carrière en el continente europeo, y especialmente el momento de su desaparición en la península ibérica, es una de las cuestiones que más controversia ha suscitado en las últimas décadas sobre la sucesiva extinción de coníferas en el Mediterráneo Occidental (Postigo-Mijarra *et al.*, 2010; Magri *et al.*, 2017; Alba-Sánchez *et al.*, 2018). La ausencia de macrorrestos fósiles de *Cedrus* en el continente europeo llevó a asegurar que la presencia de polen de cedro en el registro fósil ibérico respondía a captación aerotransportada por vientos procedentes de África (Magri y Parra, 2002; Magri, 2012). Sin embargo, la constancia del tipo polínico en numerosos yacimientos, su proporción, el reducido poder de dispersión y la escasa correlación existente entre la presencia de polen y la procedencia de vientos provenientes de África, descartan esta posibilidad (Postigo-Mijarra *et al.*, 2010; Cheddadi *et al.*, 2017; Magri *et al.*, 2017; Alba-Sánchez *et al.*, 2018).

La dinámica en la distribución de *C. atlantica* en Europa, y principalmente en África, ha estado determinada por el clima, y concretamente por las temperaturas más frías del invierno y limitada por las condiciones de xericidad estival (Cheddadi *et al.*, 2009; Linares *et al.*, 2011). No obstante, se ha propuesto que en la extinción definitiva en el Holoceno pudo haber jugado un papel importante la acción humana o, incluso, la competencia con otras especies (Postigo-Mijarra *et al.*, 2010). En este sentido, el examen de los diagramas polínicos de los yacimientos disponibles a ambos lados del Estrecho de Gibraltar (Cordillera Bética y Rif) revela patrones inversos en la abundancia relativa de los tipos polínicos *Pinus* y *Cedrus*: mientras que en la Bética *Pinus* domina, y *Cedrus* escasea; en el Rif, *Pinus* aparece exiguo allí donde *Cedrus* es el tipo dominante (Reille, 1976, 1977; Stambouli-Essassi *et al.*, 2007; Cheddadi *et al.*, 2009; Carrión, 2012; Muller *et al.*, 2015; Campbell *et al.*, 2017; Abel-Schaad *et al.*, 2018). Esto sugiere la posibilidad de que especies de ambos géneros hubieran podido interactuar en el pasado excluyéndose mutuamente en las áreas donde compartieran nicho, y donde finalmente permanecería aquella que se mostrara más competitiva.

El objetivo de este estudio es identificar la interacción interespecífica mediante el análisis de superposición de nicho (Warren *et al.*, 2008; Broennimann *et al.*, 2012). Entre las coníferas montañas con distribución en el Mediterráneo Occidental, hemos seleccionado *Pinus nigra* Arnold, por su afinidad ecológica con *C. atlantica* (Benito Garzón *et al.*, 2007; Valladares, 2009; López-Tirado e Hidalgo, 2014). Asimismo, nos planteamos explorar la distribución de

ambas especies en la península ibérica e identificar la localización de las posibles áreas comunes, tanto en la actualidad como en dos momentos del pasado: Último Máximo Glacial (LGM, 21 ka) y Óptimo Climático del Holoceno (HCO, 6 ka). Las variaciones en la distribución de ambas especies nos permitirán comprender sus respectivas dinámicas históricas.

2. ÁREA DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA

Con objeto de identificar la posible superposición en la distribución geográfica potencial del hábitat de *C. atlantica* y *P. nigra*, hemos utilizado los Modelos de Distribución de Especies (SDM). Estos modelos se han proyectado hacia el pasado (LGM, 21 ka; y HCO, 6 ka) con objeto de identificar posibles contactos entre las especies bajo diferentes situaciones climáticas.

Por otra parte, también hemos querido identificar la relación de los nichos en el espacio ecológico bidimensional por medio de un Análisis de Coordenadas Principales (PCA) y evaluar la equivalencia y similitud de los nichos de ambas especies.

2.1. Área de estudio

El área de estudio se centra en el Mediterráneo Occidental, donde *C. atlantica* podría haber alcanzado su máxima extensión durante la última glaciación (Würm, 21 ka). Abarca las penínsulas ibérica e itálica, Alpes occidentales y Dináricos, en Europa; la Cordillera del Atlas y Rif, en África; y las islas Baleares, Córcega, Cerdeña y Sicilia.

A efectos de los diferentes análisis, el área de estudio viene definido por las coordenadas lat: 29°N - 46°N; lon: 12°W - 19°E. Para el análisis de superposición de nicho definimos como marco ambiental de cada especie el espacio geográfico generado por las coordenadas extremas de las observaciones empleadas (Figura 1).

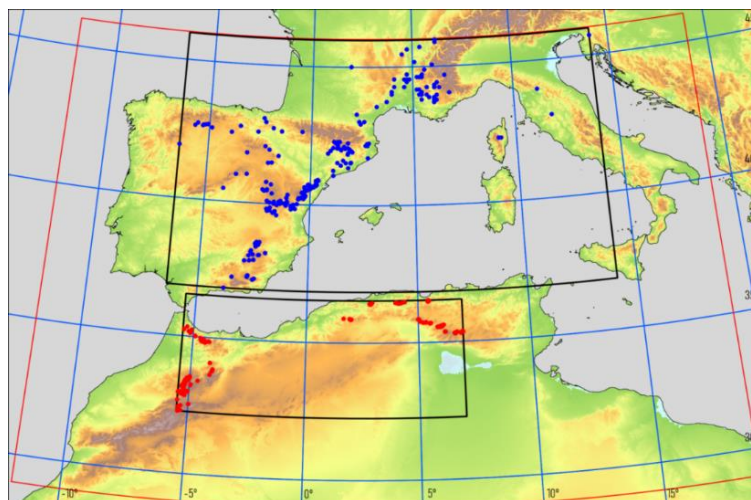
2.2. Especies

C. atlantica se distribuye en la actualidad por las áreas montañosas del Rif y Medio Atlas en Marruecos, y del Atlas telliano y Montes Aurés en Argelia (Terrab *et al.*, 2008), entre 1.300 m s.n.m. y 2.600 m s.n.m., donde las precipitaciones anuales abarcan desde 500 hasta 2.000 mm y las temperaturas mínimas del mes más frío oscilan entre -1°C y -8°C. Para los análisis de este trabajo se han empleado las observaciones de campo realizadas en Marruecos, y reconocimiento de la especie por fotointerpretación en Argelia (Figura 1)

P. nigra es una especie de media y baja montaña (100 m s.n.m. y 2.000 m s.n.m.) de distribución circunmediterránea, que se extiende a lo largo del sur de Europa, desde la península ibérica hasta la de Anatolia, y que alcanza el Cáucaso; con presencia puntual en el norte de África, en el Rif y Atlas telliano. La subespecie *P. nigra* subsp. *salzmannii* (Dunal) Franco, la contemplada en este estudio, se limita al Mediterráneo Occidental, y habita sobre terrenos rocosos donde muestra una mayor resistencia a la sequía que otras especies de pinos de media y alta montaña (Linares *et al.*, 2011, Farjon, 2013, López-Tirado e Hidalgo, 2014). Para los análisis de este trabajo seleccionamos aleatoriamente 250 localidades, a la resolución de trabajo, de la base de datos de la *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF, www.gbif.net). Posteriormente se eliminaron las observaciones redundantes a la resolución de trabajo (30 arcosegundos) (Figura 1).

Figura 1. Área de estudio (enmarcada en rojo) en el que se muestra la distribución de las observaciones (*n*) de *Pinus nigra* (azul, *n* = 231) y *Cedrus atlantica* (rojo, *n* = 211)

Fuente: elaboración propia.



El marco ambiental de cada especie empleado en el análisis de superposición de nicho se muestra enmarcado en negro.

2.3. Variables

Los predictores del nicho se seleccionaron a partir de las 19 variables bioclimáticas de WorldClim 1.4 para el presente (serie 1960-1990, Hijmans *et al.*, 2005). Para ello, llevamos a cabo una prospección de las variables que mejor ajuste proporcionaban en los modelos de distribución de *C. atlantica* realizados con MAXENT, implementado en el paquete 'dismo' de R (Hijmans *et al.*, 2014). Seleccionamos alternativamente aquellas variables que mayor porcentaje de contribución e importancia de permutación presentaron al ajuste del modelo (Phillips, 2017), descartando en cada elección, el resto de las variables altamente correlacionadas (valores superiores a 0,7). Finalmente, se seleccionaron como variables predictoras: Temperatura mínima del mes más frío (bio6), Amplitud térmica anual (bio7), Temperatura media del trimestre más húmedo (bio8) y Precipitación del mes más seco (bio14).

Para proyectar el modelo de nicho en el espacio geográfico se emplearon las capas climáticas de WorldClim 1.4 (www.worldclim.org), a resolución 30 arcosegundos para las condiciones actuales y del HCO (6 ka), y a resolución 2,5 minutos de arco para el LGM (21 ka). De los posibles Modelos de Circulación General, se optó por MIROC-ESM por presentar el mejor ajuste en su evaluación para los dos momentos temporales del pasado (Hijmans *et al.*, 2005).

2.4. Análisis

El nicho de cada especie fue modelado y proyectado en el espacio geográfico mediante el algoritmo MAXENT, incluido en el paquete 'dismo' de R (Hijmans *et al.*, 2014). El hábitat potencial de cada especie fue expresado mediante la reducción binaria de la idoneidad (hábitat favorable/no favorable para la especie) aplicando como umbral el máximo de la suma (sensibilidad + especificidad). La superposición del hábitat potencial de ambas especies nos señala las áreas favorables para ambas especies y, por tanto, donde es posible la interacción entre las mismas. Existen numerosos antecedentes en la aplicación de los SDM al pasado, y en especial en la península ibérica (Benito Garzón *et al.*, 2007; Alba-Sánchez *et al.*, 2010; Rodríguez-Sánchez *et al.*, 2010).

Por otro lado, evaluamos la superposición del nicho en el espacio ecológico bidimensional. Este está definido por los ejes principales de un PCA construido a partir de los valores de las cuatro variables seleccionadas en el marco ambiental de *C. atlantica* y *P. nigra*. El nicho está representado por una malla de densidad de las observaciones proyectadas sobre este espacio bidimensional, y las posiciones relativas de los nichos de ambas especies nos permiten inferir posibles relaciones interespecíficas (Broennimann *et al.*, 2012). La superposición de nicho se midió con el índice *D* de Schoener (varía de 0 a 1), y fue contrastada mediante los test de equivalencia y similitud (Warren *et al.*, 2008; Broennimann *et al.*, 2012). El test de equivalencia está orientado a identificar nichos idénticos en valores y amplitud ecológica, por lo que es muy estricto en la evaluación. El test de similitud evalúa la semejanza de un nicho con otro en relación a su marco ambiental. Así, un nicho es similar a otro si las diferencias con su marco ambiental son significativamente mayores (Warren *et al.*, 2008; Broennimann *et al.*, 2012).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las cuatro variables ambientales seleccionadas han permitido definir el nicho fundamental de ambas especies con un alto nivel de predicción del hábitat óptimo para las condiciones presentes. Siguiendo la metodología de validación de Raes y ter Steege, (2007), los valores del Área Bajo la Curva (AUC) observados superan ampliamente los marcados para una distribución nula, con una significación del 95%.

Los hábitats potenciales de *C. atlantica* y de *P. nigra* se encuentran mayoritariamente segregados geográficamente entre sí. El hábitat óptimo de *C. atlantica* se distribuye principalmente en el presente por el norte de África, desde el Alto Atlas en las inmediaciones al océano Atlántico, hasta el Atlas telliano y Montes Aurés, pasando por el Rif y Medio Atlas. En Europa, la especie encuentra su hábitat óptimo en la Cordillera Bética y en el Sistema Central, extendiéndose hasta los Montes de León. La distribución pronosticada de *P. nigra* se enmarca en la vertiente mediterránea europea: desde el Sistema Ibérico y Central, Cordillera Cantábrica, en la península ibérica; hasta los Apeninos y Alpes occidentales, pasando por los Pirineos y Macizo Central. De forma testimonial, también estaría representada en los Montes Aurés en el continente africano. En el presente, *C. atlantica* y *P. nigra* compartirían su distribución en la Cordillera Bética y Sistema Central, según las proyecciones realizadas en MAXENT (Figura 2).

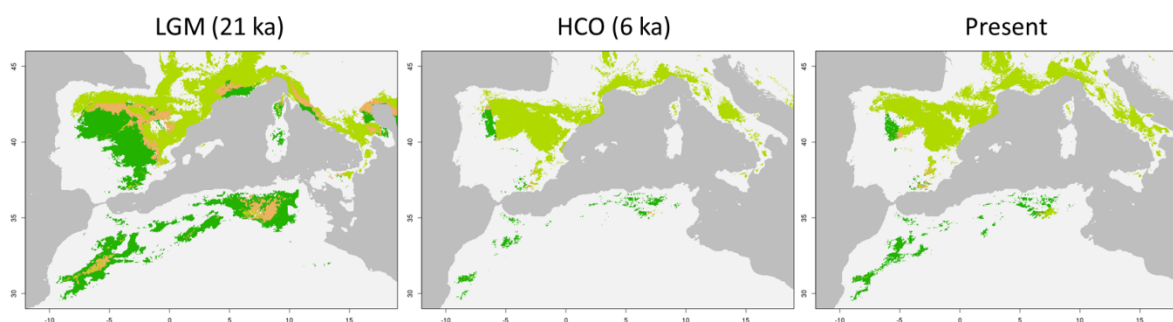
La proyección hacia el LGM (21 ka) muestra el descenso en altitud de las condiciones más favorables para *C. atlantica*, lo que se manifiesta en una mayor extensión del hábitat potencial de la especie a lo largo de los sistemas montañosos de África, y el dominio de las mesetas en la península ibérica, así como su presencia en los sistemas montañosos próximos al Tirreno donde compartiría el hábitat con *P. nigra*. En la península ibérica, las áreas comunes se extenderían por el Sistema Ibérico y las zonas interiores próximas a la Cordillera Cantábrica. En África, el hábitat común aparece ligado a las altas cumbres del Alto Atlas y los Montes Aurés (Figura 2).

Las condiciones más cálidas del HCO (6 ka) determinan el ascenso en altitud de las condiciones óptimas para ambas especies, lo que provoca una drástica reducción del área potencial de *C. atlantica*, y su aislamiento en una serie de áreas disyuntas, en gran parte coincidentes con la distribución actual de la especie. La presencia del hábitat de cada una de las especies se restringe a un continente: *C. atlantica* a África, y *P. nigra* a Europa, con presencias insignificantes en continente opuesto, donde ambas especies comparten hábitat en sus límites de distribución de manera marginal (Figura 2).

Figura 2. Hábitat potencial de *Pinus nigra* (verde claro) y *Cedrus atlantica* (verde oscuro) en tres escenarios temporales a partir del modelo de distribución de especies (MAXENT).

La superposición de los hábitats se representa en naranja

Fuente: elaboración propia.



El análisis de superposición de nichos en el espacio ecológico bidimensional refleja la escasa superposición, con un valor de D cercano a 0,3. El resultado del test de equivalencia indica que los nichos no coinciden, y los test de similitud indican que la diferencia entre nichos no es significativamente diferente a la encontrada con el marco ambiental en el que la especie comparada se haya, y por tanto tales diferencias no son atribuibles al entorno de la especie contrastada (Tabla 1).

Tabla 1. Superposición de nicho, y tests de equivalencia y similitud entre especies

Especies	Superposición (D)	Equivalencia	Similitud 1→2	Similitud 2→1
<i>P. nigra</i> – <i>C. atlantica</i>	0,294	No-equivalentes**	<i>ns</i>	<i>ns</i>

D es el índice de Schoener. La similitud implica dos análisis asimétricos (nicho→marco ambiental; 1 y 2 representan *P. nigra* y *C. atlantica*, respectivamente).

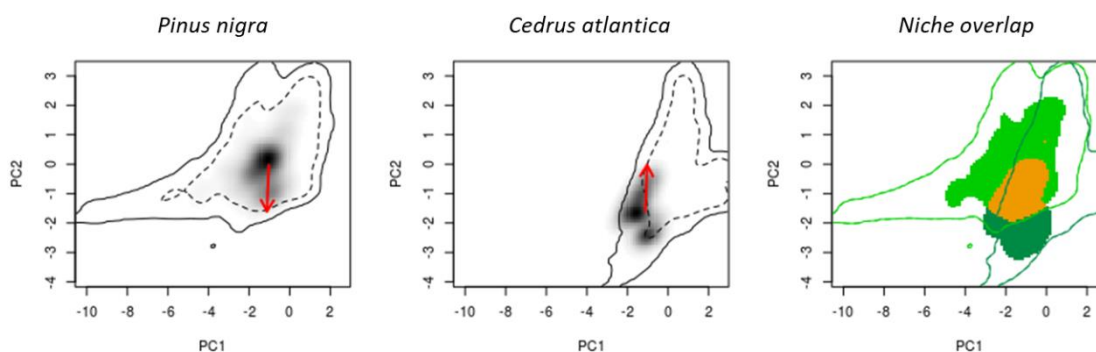
** Significación con $P < 0.01$; *ns*: el nicho de las especies no es significativamente similares entre sí.

La disposición de las mallas de densidad en el espacio ecológico bidimensional muestra un desplazamiento relativo entre los nichos de ambas especies a lo largo del segundo eje del PCA (Figura 3). Eso podría interpretarse como una coincidencia en las apetencias por las variables que determinan el primer eje del PCA (precipitación del mes más seco y temperatura media del trimestre más húmedo), y diferencias en el nicho determinadas por las dos variables restantes: Temperatura mínima del mes más frío, cuyos valores extremos son mejor tolerados por *C. atlantica*; y la amplitud térmica anual, igualmente mejor soportada por *C. atlantica*.

Todo lo anterior parece indicar que, durante el Pleistoceno, *C. atlantica* y *P. nigra* mantuvieron contacto en sus límites de distribución tanto en África como en Europa. El aumento de las temperaturas durante el HCO (6 ka) determinó la subida en altitud de ambas especies, y en mayor grado para *C. atlantica* cuyas poblaciones quedaron aisladas en los sistemas montañosos que actuaron como refugio, a partir de los cuales la especie se expandió hasta la actualidad. Esto concuerda con la dinámica de los cedrales en el norte de África durante el Holoceno hallada en el registro fósil (Reille, 1976, 1977; Stambouli-Essassi *et al.*, 2007; Cheddadi *et al.*, 2009; Muller *et al.*, 2015; Campbell *et al.*, 2017; Abel-Schaad *et al.*, 2018; Alba-Sánchez *et al.*, 2019).

Figura 3. Superposición de nicho en el espacio ambiental

Fuente: elaboración propia.



Cada uno de los gráficos relativos a las especies representa su nicho sobre un espacio ambiental bidimensional como una malla de densidad de 100×100 celdillas.

La línea continua delimita el marco ambiental; y la discontinua, el 50% de su área. Las flechas muestran el desplazamiento relativo entre los centroides de los nichos en el análisis de superposición.

El diagrama de superposición muestra los nichos de *Pinus nigra* y *Cedrus atlántica* (polígonos en verde claro y oscuro, respectivamente). El polígono rojizo indica el nicho común (superposición).

En Europa, la dinámica de los cedrales ha estado ligada al clima desde la última glaciación, por lo que su desaparición en el continente podría haberse debido a una progresiva reducción de su hábitat potencial (Cheddadi *et al.*, 2009; Linares *et al.*, 2011). Esto no sería incompatible con la existencia de relaciones bióticas como agente determinante en la extinción local en aquellos reductos presentes en la Cordillera Bética (Postigo-Mijarra *et al.*, 2010). De hecho, tales relaciones de competencia modificarían el nicho realizado a partir del cual se han elaborado los modelos predictivos en este estudio. La incorporación de datos del registro fósil o filogeográficos en la construcción de los modelos predictivos mejoraría la caracterización del nicho fundamental de las especies (Brewer *et al.*, 2012; Gavin *et al.*, 2014; Rodríguez-Sánchez *et al.*, 2010) asumiendo la estabilidad del nicho a través del tiempo (Nogués Bravo, 2009).

4. CONCLUSIONES

C. atlantica y *P. nigra* muestran nichos claramente diferenciados atendiendo a una mayor tolerancia a los fríos extremos y a la continentalidad por parte de *Cedrus*. En la actualidad, la distribución de ambas especies, segregada en continentes diferentes, *P. nigra* en Europa, y *C. atlantica* en África, responde a la separación de sus hábitats óptimos; si bien ambas especies poseen espacios aptos para ser habitados en el continente complementario. Sin embargo, hasta finales del Pleistoceno, ambas especies pudieron compartir hábitat en sus límites de distribución en el continente europeo. El aumento de las temperaturas del Óptimo Climático del Holoceno forzó el ascenso de ambas especies en altitud, derivando en el aislamiento de sus poblaciones en refugios montañosos y en una consiguiente pérdida de conectividad que ha perdurado hasta la actualidad. Aunque *C. atlantica* ha mantenido de forma ininterrumpida su hábitat idóneo en la Cordillera Bética hasta la actualidad, no puede descartarse que la mayor prevalencia de *P. nigra* en el continente europeo acabara por desplazar a *Cedrus*.

Agradecimientos

Financiado por el Proyecto RTI2018-101714-B-I00 "Refugios interglaciales en áreas montañosas del Mediterráneo Occidental. Implicaciones para la conservación de los bosques montanos de coníferas". Programa Estatal de I+D+i "Retos Investigación", Plan Estatal de Investigación Científica y Técnica y de Innovación (AEI, MCIU),

REFERENCIAS

- Abel-Schaad, D.; Iriarte, E.; López-Sáez, J.A.; Pérez-Díaz, S.; Sabariego Ruiz, S.; Cheddadi, R.; Alba-Sánchez, F. (2018). Are *Cedrus atlantica* forests in the Rif Mountains of Morocco heading towards local extinction? *The Holocene*, 28(6): 1023-1037. doi:10.1177/0959683617752842
- Alba-Sánchez, F.; López-Sáez, J.A.; Benito De Pando, B.; Linares, J.C.; Nieto-Lugilde, D.; López-Merino, L. (2010). Past and present potential distribution of the Iberian *Abies* species: a phytogeographic approach using fossil pollen data and species distribution models. *Diversity and Distributions*, 16(2): 214-228. doi:10.1111/j.1472-4642.2010.00636.x
- Alba-Sánchez, F.; Abel-Schaad, D.; López-Sáez, J.A.; Ruiz, S.S.; Pérez-Díaz, S.; González-Hernández, A. (2018). Paleobiogeografía de *Abies* spp. y *Cedrus atlantica* en el Mediterráneo occidental (península ibérica y Marruecos). *Revista Ecosistemas*, 27(1): 26-37. doi:10.7818/ECOS.1441
- Benito Garzón, M.; Sánchez de Dios, R.; Sáinz Ollero, H. (2007). Predictive modelling of tree species distributions on the Iberian Peninsula during the Last Glacial Maximum and Mid-Holocene. *Ecography*, 30(1): 120-134. doi:10.1111/j.0906-7590.2007.04813.x
- Brewer, S.; Jackson, S.T.; Williams, J.W. (2012). Paleoecoinformatics: applying geohistorical data to ecological questions. *Trends in Ecology Evolution*, 27(2): 104-112. doi:10.1016/j.tree.2011.09.009
- Broennimann, O.; Fitzpatrick, M.C.; Pearman, P.B.; Petitpierre, B.; Pellissier, L.; Yoccoz, N.G.; Thuiller, W.; Fortin, M.J.; Randin, C.; Zimmermann, N.E.; Graham, C.H.; Guisan, A. (2012). Measuring ecological niche overlap from occurrence and spatial environmental data. *Global Ecology and Biogeography*, 21(4): 481-497. doi:10.1111/j.1466-8238.2011.00698.x
- Campbell, J.F.E.; Fletcher, W.J.; Joannin, S.; Hughes, P.D.; Rhanem, M.; Zielhofer, C. (2017). Environmental Drivers of Holocene Forest Development in the Middle Atlas, Morocco. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5. doi:10.3389/fevo.2017.00113
- Carrión, J.S. (Ed.) (2012). *Paleoflora y Paleovegetación de la península Ibérica e islas Baleares: Plioceno-Cuaternario*. Murcia: Ministerio Economía y Competitividad; Universidad de Murcia; Fundación Séneca.
- Cheddadi, R.; Fady, B.; François, L.; Hajar, L.; Suc, J.P.; Huang, K.; Demarteau, M.; Vendramin, G.G.; Ortu, E. (2009). Putative glacial refugia of *Cedrus atlantica* deduced from Quaternary pollen records and modern genetic diversity. *Journal of Biogeography*, 36(7): 1361-1371. doi:10.1111/j.1365-2699.2008.02063.x
- Cheddadi, R.; Henrot, A.J.; François, L.; Boyer, F.; Bush, M.; Carré, M.; Coissac, E.; De Oliveira, P.E.; Ficetola, F.; Hambuckers, A.; Huang, K.; Lézine, A.M.; Nourelbait, M.; Rhoujjati, A.; Taberlet, P.; Sarmiento, F.; Abel-Schaad, D.; Alba-Sánchez, F.; Zheng, Z. (2017). Microrefugia, Climate Change, and Conservation of *Cedrus atlantica* in the Rif Mountains, Morocco. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5. doi:10.3389/fevo.2017.00114
- Farjon, A. (2013). *Pinus nigra*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2013*: e. T42386A2976817. doi:10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T42386A2976817.en
- Gavin, D.G.; Fitzpatrick, M.C.; Guggen, P.F.; Heath, K.D.; Rodríguez-Sánchez, F.; Dobrowski, S.Z.; Hampe, A.; Hu, F.S.; Ashcroft, M.B.; Bartlein, P.J.; Blois, J.L.; Carstens, B.C.; Davis, E.B.; de Lafontaine, G.; Edwards, M.E.; Fernandez, M.; Henne, P.D.; Herring, E.M.; Holden, Z.A.; Kong, W.; Liu, J.; Magri, D.; Matzke, N.J.; McGlone, M.S.; Saltré, F.; Stigall, A.L.; Tsai, Y.H.E.; Williams, J.W. (2014). Climate refugia: joint inference from fossil records, species distribution models and phylogeography. *New Phytologist*, 204(1): 37-54. doi:10.1111/nph.12929
- Hijmans, R.J.; Cameron, S.E.; Parra, J.L.; Jones, P.G.; Jarvis, A. (2005). Very high resolution

- interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25(15): 1965-1978. [doi:10.1002/joc.1276](https://doi.org/10.1002/joc.1276)
- Hijmans, R.J.; Phillips, S.; Leathwick, J.; Elith, J. (2014). *Package 'dismo'. Species distribution modeling. R package version 0.7-17* (Version 1.0-5) [Computer software].
- Linares, J.C.; Tíscar, P.A.; Camarero, J.J.; Taiqui, L.; Viñepla, B.; Seco, J.I.; Merino, J.; Carreira, J.A. (2011). Tree growth decline on relict Western-Mediterranean mountain forest: Causes and impacts. En: Joshua Jenkins, A. (Ed.). *Forest Decline: Causes and Impacts*. Nova Science Publishers: 91-110.
- López-Tirado, J.; Hidalgo, P.J. (2014). A high resolution predictive model for relict trees in the Mediterranean-mountain forests (*Pinus sylvestris* L., *P. nigra* Arnold and *Abies pinsapo* Boiss.) from the south of Spain: A reliable management tool for reforestation. *Forest Ecology and Management*, 330: 105-114. [doi:10.1016/j.foreco.2014.07.009](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.07.009)
- Magri, D. (2012). Quaternary History of Cedrus in South Europe. *Annali Di Botanica*, 2: 57-66.
- Magri, D.; Parra, I. (2002). Late Quaternary western Mediterranean pollen records and African winds. *Earth and Planetary Science Letters*, 200(3): 401-408.
- Magri, D.; Di Rita, F.; Aranbarri, J.; Fletcher, W.; González-Sampériz, P. (2017). Quaternary disappearance of tree taxa from Southern Europe: Timing and trends. *Quaternary Science Reviews*, 163: 23-55. [doi:10.1016/j.quascirev.2017.02.014](https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2017.02.014)
- Muller, S.D.; Rhazi, L.; Andrieux, B.; Bottollier-Curtet, M.; Fauquette, S.; Saber, E.R.; Rifai, N.; Daoud-Bouattour, A. (2015). Vegetation history of the western Rif mountains (NW Morocco): origin, late-Holocene dynamics and human impact. *Vegetation History and Archaeobotany*, 24(4): 487-501. [doi:10.1007/s00334-014-0504-9](https://doi.org/10.1007/s00334-014-0504-9)
- Nogués-Bravo, D. (2009). Predicting the past distribution of species climatic niches. *Global Ecology and Biogeography*, 18(5): 521-531.
- Nogués-Bravo, D. (2009). Predicting the past distribution of species climatic niches. *Global Ecology and Biogeography*, 18(5): 521-531. [doi:10.1111/j.1466-8238.2009.00476.x](https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00476.x)
- Phillips, S.J.; Dudik, M.; Shapire, R. (2013). *Maxent software for species habitat modeling* (3.3.3k) [Computer software].
- Postigo-Mijarra, J.M.; Morla, C.; Barrón, E.; Morales-Molino, C.; García, S. (2010). Patterns of extinction and persistence of Arctotertiary flora in Iberia during the Quaternary. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 162(3): 416-426. [doi:10.1016/j.revpalbo.2010.02.015](https://doi.org/10.1016/j.revpalbo.2010.02.015)
- Raes, N.; ter Steege, H. (2007). A null-model for significance testing of presence-only species distribution models. *Ecography*, 30(5): 727-736. [doi:10.1111/j.2007.0906-7590.05041.x](https://doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.05041.x)
- Reille, M. (1976). Analyse pollinique de sédiments postglaciaires dans le Moyen Atlas et le Haut Atlas marocains: premiers résultats. *Ecologia Mediterranea*, 2: 153-170.
- Reille, M. (1977). Contribution pollenanalytique à l'histoire holocène de la végétation des montagnes du Rif (Maroc Septentrional). *Recherches françaises sur le quaternaire hors de France: Xe congrès international de l'INQUA, Birmingham, Grande-Bretagne* (Vol. 50, Supplement au Bulletin de l'Association Française pour l'Étude du Quaternaire). France: CNRS: 53-76.
- Rodríguez-Sánchez, F.; Hampe, A.; Jordano, P.; Arroyo, J. (2010). Past tree range dynamics in the Iberian Peninsula inferred through phylogeography and palaeodistribution modelling: A review. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 162(3): 507-521. [doi:10.1016/j.revpalbo.2010.03.008](https://doi.org/10.1016/j.revpalbo.2010.03.008)
- Stambouli-Essassi, S.; Roche, E.; Bouzid, S. (2007). Evolution de la végétation et du climat dans le Nord-ouest de la Tunisie au cours des 40 derniers millénaires. *Geo-Eco_Trop*, 31: 171-214.
- Terrab, A.; Hampe, A.; Lepais, O.; Talavera, S.; Vela, E.; Stuessy, T.F. (2008). Phylogeography of North African Atlas cedar (*Cedrus atlantica*, Pinaceae): Combined molecular and fossil data reveal a complex Quaternary history. *American Journal of Botany*, 95(10): 1262-1269. [doi:10.3732/ajb.0800010](https://doi.org/10.3732/ajb.0800010)
- Valladares, A. (2009) *Abetales de Abies pinsapo Boiss.* Madrid: Ministerio Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- Warren, D.L.; Glor, R.E.; Turelli, M. (2008). Environmental niche equivalency versus conservatism: quantitative approaches to niche evolution. *Evolution*, 62(11): 2868-2883. [doi:10.1111/j.1558-5646.2008.00482.x](https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2008.00482.x)

CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD
XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía
Santander (Cantabria), 22-25 junio de 2020



MEDIO SIGLO DE REGENERACIÓN VEGETAL EN EL SUPRAMEDITERRÁNEO DE LA SIERRA DE GÚDAR (VIRGEN DE LA VEGA, ALCALÁ DE LA SELVA, TERUEL)

Neus La Roca¹, Pedro José Lozano² y Asier Lozano³

¹ Universidad de Valencia. Neus.La.Roca@uv.es

² Universidad del País Vasco / Euskal Herriko Unibertsitatea. Pedrojose.lozano@ehu.eus

³ Universidad del País Vasco / Euskal Herriko Unibertsitatea. Lozanoasier6@gmail.com

RESUMEN

A principios de los 60 en la Virgen de la Vega se comienza a edificar en zonas rurales alejadas del núcleo de veraneo inicial, situado en torno al Santuario. El presente estudio se centra en una de esas parcelas de la partida de Las Majadas, adquirida en 1965 estando el terreno recién labrado para su cultivo. En un extremo de la parcela se construyó una pequeña vivienda dejando unos 2.500 m² sin tocar, a su suerte. El objetivo de este trabajo es estudiar el proceso y el grado de regeneración del bosque de *Pinus sylvestris* en esa parcela del piso bioclimático supramediterráneo y estimar la velocidad de revegetación y edafización. También, caracterizar la estructura y diversidad de la flora caméfito y fanerófito y valorar la formación vegetal combinando para ello la aplicación de métodos de inventario cuantitativos (MIFC- Cámara y Díaz, 2013) y cualitativos (LANBIOEVA- Lozano *et al.*, 2017), el estudio del suelo y el cálculo de la biomasa Chave *et al.* (2005). En 54 años se ha desarrollado un bosque abierto de *Pinus sylvestris* de 14,1 m de altura promedio y 28,7 cm de DAP promedio junto con un suelo poco evolucionado *Colluvic Skeletic Regosol* (Loamic, Protocalcic), que con una fitomasa superficial estimada en 150 t/ha, secuestra un total de unas 75 t/ha de C, lo que supone la captura de unas 275 t/ha de CO₂. Su valor LANBIOEVA es de 2170.

Palabras clave: regeneración vegetal, supramediterráneo turolense, abandono, Gúdar-Javalambre.

ABSTRACT

At the beginning of the 1960's, building began at the Virgen de la Vega in rural areas far from the original summer resort, located around the Sanctuary. The present study focuses on one of these plots of land in the Las Majadas district, acquired in 1965 when the field had just been ploughed for cultivation. At one end of the property, a small house was built, leaving about 2,500 m² untouched, to its fate. The aim of this work is to study the process and degree of regeneration of the *Pinus sylvestris* forest in the supramediterranean bioclimatic altitudinal zone and to estimate the speed of vegetation and soil regeneration. Also, to establish the structure and diversity of the camphyte and phanerophyte flora, and to assess the forest formation, combining the application of quantitative (MIFC-Cámara y Díaz, 2013) and qualitative (LANBIOEVA- Lozano *et al.*, 2018) inventory methods with the study of the soil and the calculation of the biomass Chave *et al.* (2005).

In 54 years, an open forest of *Pinus sylvestris*, with an average height of 14.1 m and an average DBH of 28.7 cm, has developed in this plot together with a not much evolved soil a *Colluvic Skeletic Regosol* (Loamic, Protocalcic). With an estimated surface phytomass of 150

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

La Roca, N.; Lozano, P.J.; Lozano, A. (2020). Medio siglo de regeneración vegetal en el supramediterráneo de la Sierra de Gúdar (Virgen de la Vega, Alcalá de la Selva, Teruel). Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 525-536.

t/ha, the formation sequesters a total of ca. 75 t/ha of C, which means the capture of ca. 275 t/ha of CO₂. Its LANBIOEVA value is 2170.

Keywords: plant regeneration, Teruel's supra-Mediterranean, MIFC, abandonment, Gúdar-Javalambre.

1. INTRODUCCIÓN

La parcela estudiada se sitúa al pie de El Cerro, dentro del municipio de Alcalá de La Selva y en las cercanías del Santuario de La Virgen de la Vega (Mapa 1), un relieve calcáreo ibérico de 1574 m de altitud máxima, constituido por litologías jurásicas y del Cretácico inferior, de naturaleza y cronología muy variadas. Esa variedad en un espacio tan reducido se explica por tectónica. Dicho relieve se ubica en el corazón de la Sierra de Gúdar, próximo al pico más elevado, el Peñarroya (2.028 m). Estas sierras calizas de cumbres aplanadas, chaparras, constituyen un núcleo hidrográfico donde tienen su origen afluentes del Ebro, Túrria y del Mijares y los propios ríos Alfambra (=Túrria) y Mijares.

Mapa 1. Localización del área de estudio

Fuente: elaboración propia.



La secuencia estratigráfica de El Cerro, expuesta en la ladera que drena hacia la zona de estudio, abarca litologías predominantemente calcáreas, del Jurásico superior y Cretácico inferior: arcillas arenosas, areniscas y calizas portlandienses; areniscas y arcillas rojas (facies *Weald*) y margas, lumaquelas y calizas barremienses y diferentes tipos de calizas, dolomías, margas, arcillas y areniscas aptienses (Gautier, 1981).

Estructuralmente El Cerro forma parte del flanco suroriental del anticlinal de Alcalá de la Selva, que aquí ha sido “reemplazado por una serie de fallas de dirección ibérica que ponen en contacto bloques monoclinales de terrenos portlandienses con las formaciones cretácicas. La zona anticlinal propiamente dicha aparece relevada por una fosa donde el Cretácico Superior aflora ampliamente” (Gautier, 1981: 25). Es a esa fosa a donde van a parar, entre otros, los sedimentos procedentes de las laderas de El Cerro. La fosa se traduce topográficamente en una cuenca intramontana -recorrida por el río Alcalà en su cabecera- en cuyo borde quedan depositados gran parte de esos sedimentos coluviales en forma de pequeños conos y abanicos (sobre uno de esos pequeños abanicos se sitúa la parcela de estudio).

Tomando como referencia el cercano observatorio meteorológico de Alcalá de la Selva, el clima es de tipo Cfb, templado, de largos inviernos fríos y veranos cortos y frescos, con temperatura media (periodo 1987-2007) de 9,4°C, máximas 15°C y mínimas de 4,1°C. Las precipitaciones están bien distribuidas a lo largo del año, con suficiente peso de las lluvias de

finales de la primavera y verano, siendo la media anual de 696 mm. Buena parte de esa lluvia estival cae en forma de copiosas tormentas y otra parte en forma de nieve -unas 15 nevadas al año en las sierras (Lozano, 2004). Tanto las tormentas como las nevadas se encuentran en retroceso. La irregularidad interanual es muy marcada, pudiéndose dar años extraordinariamente secos junto a otros muy húmedos; en definitiva, se trata de un clima de montaña mediterránea, matizado por la continentalidad y la altitud (Lozano, 2004). El periodo de actividad vegetal, calculado siguiendo a Schultz (2005) ($t_{\text{mensual}} \geq 5^{\circ}\text{C}$ y $p_{\text{mensual}} \text{ mm} > 2x t_{\text{mensual}}$ en $^{\circ}\text{C}$), es de 8 meses.

Las tendencias climáticas según el último informe del IPCC *Fifth Assessment Report* (AR5-2014), presentadas por AEMET (AEMET, 2020), son en Teruel para 2046-65 de ascenso de las temperaturas medias máximas anuales (2-3 $^{\circ}\text{C}$ en el sur de Teruel, según el escenario RCP8.5 con un grado de incertidumbre de 1 $^{\circ}\text{C}$ a 1,5 $^{\circ}\text{C}$); un ascenso un poco más elevado para el verano y un poco menos en invierno. La tendencia general de la precipitación media anual, según esos mismos informes y escenarios, es un descenso a más largo plazo, con oscilaciones con picos de -5% a -6%.

La vegetación natural potencial en el piso bioclimático supramediterráneo superior en el que se ubica la parcela, cerca ya de su límite inferior, es un bosque de *Pinus sylvestris* asociado a la sabina rastrera *Juniperus sabina* (*Sabineto-Pinetum silvestres*). “Se trata de formaciones presididas por el pino albar, que aparece acompañado en muchas ocasiones por la sabina rastrera (*Juniperus sabina*), el enebro (*Juniperus communis* subsp. *hemisphaerica*) y el erizón (*Erinacea anthyllis*)”. En Allepuz “es frecuente en las laderas y áreas elevadas de topografía llana y sustrato calizo” (Pérez Cueva *et al.*, 2018: 53).

Son parcelas que tuvieron uso agrícola hasta la década de los 50-60 del siglo XX cuando fueron abandonadas. De la parcela se conoce con exactitud el año de abandono: 1965. Ese año fue labrada por última vez sin llegar a sembrarse, pues cambió de manos y fue destinada a la construcción de una segunda vivienda. Desde entonces no ha sido tocada en 54 años.

2. OBJETIVOS

Documentar y evaluar la regeneración de la vegetación y el ecosistema de pinar albar (suelo, estructura, biodiversidad, biomasa, valoración) en los últimos 54 años en una parcela del piso supramediterráneo de la que se conoce con precisión el año de abandono y su historia en esos años hasta la actualidad.

3. METODOLOGÍA

La caracterización del suelo se realiza a partir del estudio en el campo de un perfil edáfico representativo, complementado con análisis en el Laboratorio de Geomorfología de la Universitat de Valencia, siguiendo el método de la FAO (Vargas Rojas, 2009; IUSS, 2015).

Así mismo, se llevan a cabo análisis y valoraciones de la vegetación en la parcela aplicando métodos cuantitativos y cualitativos. A partir del método cuantitativo MIFC (Cámara y Díaz, 2013) se establece la estructura (altura, DAP, área basal, cobertura, distribución superficial) y la diversidad (riqueza específica, índice de Shannon-Weaver, índice de Equitatividad) de la parte más conspicua de la estructura de la formación vegetal- las leñosas- de 54 años. Con el método LANBIOEVA (Lozano *et al.*, 2018), se inventarían todas las especies y se evalúa y valora el ecosistema desde una perspectiva natural y cultural.

También se aborda el cálculo de la fitomasa superficial a partir del método y fórmula de Chave *et al.* (2005): $AGBest = \rho \times \exp(-0.667+1.784\ln(D)+0.207(\ln(D))^2-0.0281(\ln(D))^3)$.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Del análisis del suelo y la edafización

El suelo es pedregoso, a raíz de desarrollarse sobre un coluvión de material calcáreo y arenoso procedente de El Cerro, y representativo en su composición de las litologías constitutivas de dicho relieve. La elevada pedregosidad dificulta extraordinariamente el seguir cavando más allá de 40 cm. Se trata también, por tanto, de un suelo poco profundo (Fotografía 1).

Fotografía 1. Cata realizada

Fuente: elaboración propia.



Se distinguen 3 horizontes (Tabla 1):

A: húmico muy delgado (de 0 a -3 ó -4 cm) pero oscuro y de estructura granular fina a media, sobre el que descansa un mantillo O, de + 0,5 a 1 cm de espesor. Permite estimar la velocidad de humificación en este ambiente supramediterráneo: del orden de unos 3 cm de A con 9,2% de M.O. en el medio siglo tras el cese de la actividad agrícola. Tanto su estructura, color y la presencia de lombrices indican una buena salud biótica.

C1: de unos 10 a 12 cm de espesor y cuyo límite inferior viene a coincidir con la antigua suela del arado. Este horizonte es pedregoso, aunque menos que el siguiente, subyacente, que puede calificarse ya de *skeletal*. Destaca en él la acumulación de carbonatos secundarios en forma de pseudomicelios (40,7% carbonatos en fracción fina) y la presencia esporádica de artefactos (trozo de teja). Su contenido en M.O. es de 2,6%.

C2: se extiende desde los -15-16 cm hasta los 40 y más. Sus características más destacadas son su elevada pedregosidad (57,7% de masa de gruesos) y su elevado contenido en $CaCO_3$ en la fracción fina (49,6%).

Los espesores de los horizontes no dan para Calcisols u otros grupos y se define como *Colluvic Skeletic Regosol (Loamic, Protocalcic)* (FAO). El pH es de 8 en todo el perfil.

Tabla 1. Características fisicoquímicas esenciales del suelo analizado

Fuente: elaboración propia.

Hz	rof cm	Textura	Gruesos (>1 / 1-2 / <2mm)	Estructura
A	0-3	49/31/20 franco	5(10)/30/60	granular, fino a medio, fuerte
C1	3-15/16	50/27/23 franco arcillo arenoso	29 (33)/21/46	granular, fino a medio, fuerte
C2	15/16-40 y +	59/18/23 franco arcillo arenoso	21/37/42	granular, fino a medio y algún grueso, moderado a fuerte

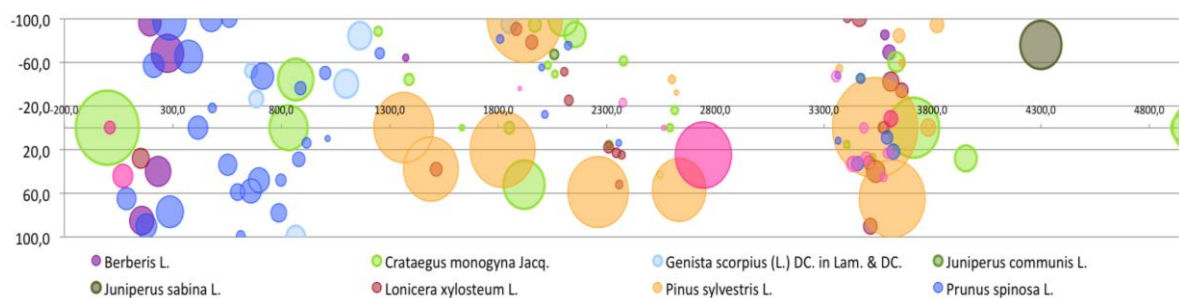
Hz	M.O. %	CaCO ₃ %	pH	Color en seco	Color en húmedo
A	9,22	38	8	10YR 3/2 very dark grayish brown	2,5YR 3/1 dark reddish gray (húmedo)
C1	2,58	40,7	8	10YR 4/3 // 10YR 7/2 ↓ 7,5YR 4/3 brown	5YR 4/2 dark reddish gray (húmedo)
C2	1,18	49,6	8	10YR 4/4 dark yellowish brown	7,5YR 4/3 brown (húmedo)

4.2. Del análisis cuantitativo de la vegetación leñosa (MIFC)

En la parcela inventariada se distinguen dos formaciones vegetales (Figura 2), pinar abierto de *Pinus sylvestris* y orla espinosa, ampliamente entremezcladas en su zona de contacto.

Figura 2. Distribución horizontal y cobertura de individuos: transecto de 100 m² LVG09

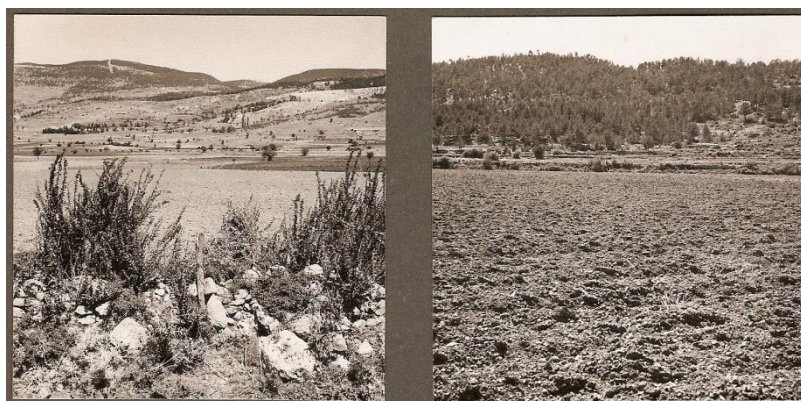
Fuente: elaboración propia.



El pinar se ha desarrollado en medio siglo muy probablemente a partir del semillero contenido en la tierra de labor incrementado por los aportes de piñones desde los bosques vecinos a través de procesos anemócoros y epizocoros. La vegetación espinosa existía ya hace 54 años, si bien muy reducida, en la linde del terreno (Fotografía 2). El elemento más destacable era un pequeño majuelo (*Crataegus monogyna*).

Fotografía 2. Estado de la parcela en 1965. En primer término, y a la izquierda, la orla espinosa de la linde. Al fondo el Peñarroya (2028 m) con el cortafuegos

Fuente: J. La Roca Gilabert.

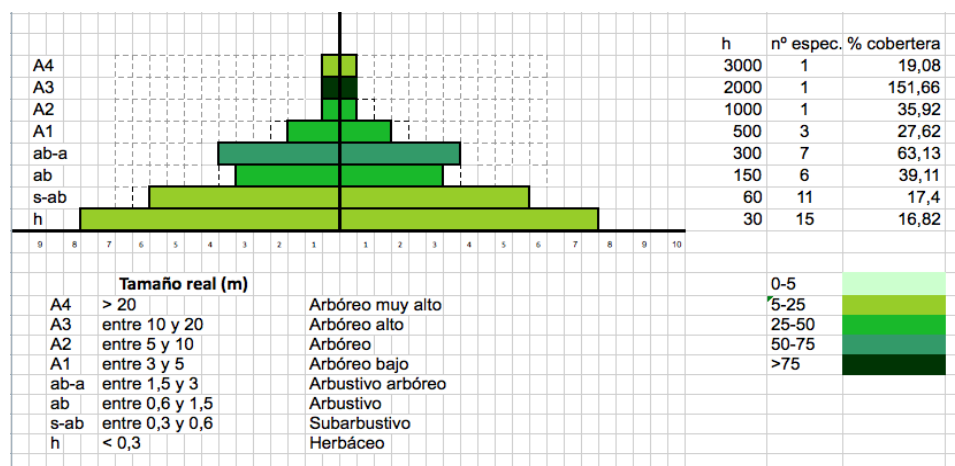


En lo que se refiere a la estructura vertical (Figura 3), la altura de copas del pinar abierto se sitúa en el intervalo 10-20 m con un promedio de 14,1 m. Sólo un par de individuos emergentes supera los 20 m. El conjunto de pinos tiene de media un grosor (DAP 1,30 m) de 28,7 cm (máximo 48,1 cm y mínimo de 3,5 cm) (Figura 4). En el sotobosque, los espinos (*Crataegus monogyna*), pluricaules, tienen en promedio 3,3 m de alto y 10,4 cm de DAP y los *Juniperus communis*, también pluricaules, de 2,3 m y 11,2 cm, respectivamente.

La cobertura es densa a nivel de copas, 151%, pero el siguiente estrato más cerrado, el arbustivo-arbóreo (1,5 a 3 m de alto) baja ya a 63%. Este nivel está constituido por 7 especies (*Crataegus monogyna*, *Juniperus communis*, *Pinus sylvestris*, *Rosa micrantha*, *Rosa canina*, *Juniperus sabina* y *Lonicera xylosteum*) parte de las cuales integran también la orla espinosa. Los niveles arbustivos están asimismo poco desarrollados, registrando el más denso de los tres (0,60-1,50 m) un 39% cobertura.

Figura 3. Diagrama ecodinámico de diversidad, estructura y cobertura

Fuente: elaboración propia.



Cuando separamos la orla o gran parte de ella en un intento de acercarnos más a la estructura del bosque propiamente dicho, el grado de cobertura de todos los estratos inferiores a 20 m -que está referido a una superficie de 0,1 ha- baja, lógicamente, pero no lo hace en

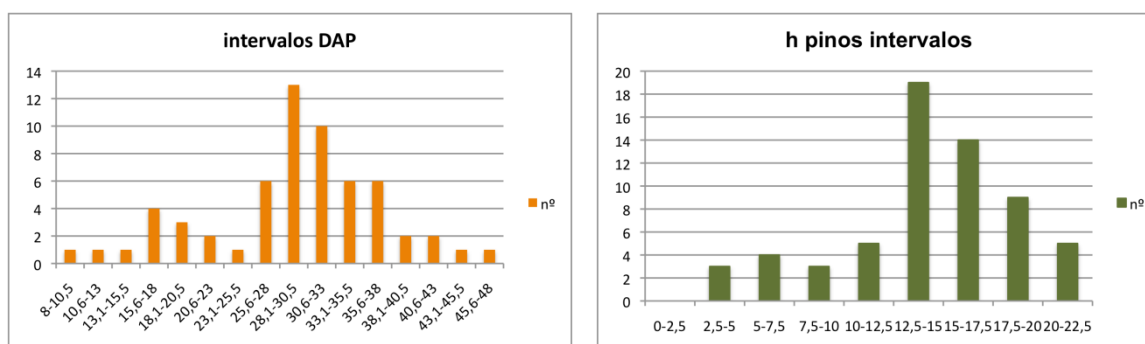
igual proporción en todos los niveles, trasluciendo el grado de desarrollo en altura de la orla, cuyos individuos engrosan principalmente los estratos arbustivo, sub-arbóreo y arbóreo bajo. El pinar muestra por tanto tan solo una estratificación incipiente.

La base de la pirámide (recordemos-solo leñosas) es la más rica en especies (14 en el estrato de porte herbáceo y 11 en el subarbustivo). De los 4 niveles arbóreos, el inferior, A1 (3-5m), es el mejor representado con 3 especies, mientras que los restantes A2, A3 y A4 son monoespecíficos.

El área basal $\geq 2,5$ DAP de la formación (integrada por pinos, una pequeña representación de espinos: *Crataegus monogyna*, *Rosa canina* y un ejemplar de enebro: *Juniperis communis*) suma (MIFC) $2,82 \text{ m}^2/1000 \text{ m}^2$ y es comparable, si bien algo menor, al área basal del pinar albar de los sitios 4 y 5 de la Cueva del Moral en término de Allepuz (Trejo *et al.*, 2018) (S4 $3,47 \text{ m}^2/0,1 \text{ ha}$ y S5 $3,16 \text{ m}^2/0,1 \text{ ha}$). En el caso de Allepuz la remontada se produce tras el abandono por las mismas fechas, años 60, de una explotación mixta forestal y ganadera en forma de dehesa. Tanto allí, en S5 de Allepuz, como aquí, se censaron individuos de más de 20 m. La explicación a esa semejanza entre dos pinares evolucionados en medio siglo, uno por remontada a partir de una dehesa y otro *ex novo* a partir del semillero contenido en el suelo agrícola, no parece ser de índole climática ni edáfica. El clima es muy semejante en ambos lugares, siendo incluso algo más seco en la Vega: *mesocrío mesófilo seco-subhúmedo* frente a *mesocrío mesofilo subhúmedo-húmedo* en el pinar de la Cueva del Moral de Allepuz (Cámara, 2020, comunicación oral). La mayor humedad sostiene en Allepuz avellanos entre los pinos, en avance a partir de los años 70. El suelo de la Cueva del Moral es como el de La Vega rico en carbonato cálcico, pero más evolucionado, con un A húmico de 8 cm tratándose posiblemente de un *Calcaric Cambisol* incipiente (La Roca *et al.*, 2018). Es posible que haya habido extracción de madera en Cueva del Moral, lo que explicaría la semejanza.

Figura 4. Distribución de DAPs ≥ 2 cm y alturas de los pinos en intervalos de 2,5 cm

Fuente: elaboración propia.



Por lo que respecta a la diversidad, la riqueza de especies leñosas en la parcela de La Vega es de 14, dos y tres más que en los sitios más ricos de Allepuz debido a la influencia de la orla espinosa que penetra en el interior del bosque. El índice de Shannon-Wiener $H' = -\sum [(pi) \ln(pi)]$ es de 2,1, idéntico al de la parcela S5 de Allepuz, la de mayor valor de todas las allí estudiadas (Trejo *et al.*, 2018). El índice de Simpson o de dominancia es de 0,14 siendo 0 la máxima equitatividad y 1 la máxima dominancia (cuando hay solo una especie en la comunidad), por la influencia de la orla espinosa.

4.3. Análisis de la fitomasa superficial y la fijación de carbono

La fórmula de Chave *et al.* (2005) nos permite estimar la fitomasa de la mancha de vegetación a partir de los DAP de cada uno de los individuos con $DAP \geq 2$ cm y de la densidad de los distintos tipos de madera por especie. Los valores de densidad se han obtenido en la base de datos ICRAF's *Tree Functional Attributes and Ecological Database de D. Harja, S. Rahayu, S. Pambudi* (<http://db.worldagroforestry.org/wd>). Se ha tomado la densidad de la especie o, en su defecto, del género o la familia, por ese orden. Los valores aplicados han sido los siguientes: *Pinus sylvestris* $\rho = 0,422$ g/cm³, para *Crataegus monogyna* el promedio para 5 especies de espinos, al no disponer de la búsqueda, $\rho = 0,7110$ g/cm³, para *Juniperus communis* $\rho = 0,4785$ g/cm³ y para *Rosa canina* una media para la familia de las rosáceas al no disponer de datos ni para la especie, ni para el género; $\rho = 0,6191$ g/cm³.

Los resultados obtenidos para la formación a partir de los DAPs inventariados en transectos MIFC, que incluyen la orla, son: una fitomasa superficial estimada en 165 t/ha, que implica una fijación de 82,9 t/ha de C y una captura de 298,3 t/ha CO₂ para un área basal de 33,7 m²/ha (Tabla 2). Buscando obtener unos resultados más ajustados al bosque abierto propiamente dicho, se midieron en toda la extensión de la mancha boscosa (1.550 m²) todos los pies con $DAP \geq 2$ cm y, en el caso de los especímenes pluricaules, todos aquellos otros troncos con $DAP \geq 2$ cm. Los resultados obtenidos de esta forma son: una fitomasa superficial estimada de 137,5 t/ha con un área basal de 28,2 m²/ha lo que supone una fijación de C de 68,7 t/ha y 247 t/ha de CO₂ capturadas (Tabla 2).

Promediando y redondeando se obtiene así para la mancha forestal supramediterránea de ≈ 30 m²/ha de área basal, una fitomasa superficial estimada en 150 t/ha, que implica ≈ 75 t/ha de carbono fijado y ≈ 275 t/ha de CO₂ capturado. Si comparamos nuestros resultados preliminares con los datos que ofrece Schultz (2005) para las distintas ecozonas de la Tierra, entre ellas la subtropical de invierno húmedo (la mediterránea), constatamos que el orden de magnitud de nuestros resultados (centenas de t/ha) es concorde con los de bosques con limitaciones para el crecimiento (prototipo de bosque boreal de coníferas: 160 t/ha; encinar cerrado de 150 años de edad en Le Rouquet, Francia: 269 t/ha, prototipo de bosque planifolio de zona templado-húmeda: 240 t/ha (Schultz, 2005). Si dividimos el valor estimado de fitomasa superficial por los 54 años que ésta ha tardado en generarse obtenemos una cifra indicativa del crecimiento neto anual en t/ha/año (2,8) (Schultz: 4 t/ha/año en el bosque boreal de coníferas -2,6 en el encinar francés- 8 en el planifolio templado-húmedo).

Tabla 2. Resultados de la parcela de 1000m² (MIFC) y para toda la mancha de pinar, de 1.550 m²: DAP ≥ 2 cm

Fuente: elaboración propia.

	Fitomasa t/ha	Área basal m ² /ha	Carbono t/ha	Captura CO ₂ t/ha
Transectos MIFC	165	33,7	82,87	298,34
Toda la parcela	137,46	28,24	68,73	247,42

Hay que señalar que Schultz, cuyo objetivo es tipificar los valores para las distintas ecozonas, trabaja con formaciones maduras, no envejecidas, de al menos 100 años de vida. El bosque abierto de coníferas que nos ocupa, de 54 años de vida, aún en formación, tiene por tanto una fitomasa menor a la potencialmente desarrollable bajo las condiciones ambientales del piso supramediterráneo superior.

4.4. Valoración biogeográfica LANBIOEVA

Aplicando la metodología LANBIOEVA los resultados de la valoración son los siguientes (Tabla 3). Los criterios fitocenóticos dan lugar a puntuaciones altas para sus cuatro subcriterios. Cabe destacar el de naturalidad al no contar con ninguna especie introducida o alóctona. El de madurez, por su parte, se puede asemejar a una situación paraclimática que, con el tiempo y si la dinámica es la no intervención, como hasta la fecha, dará lugar a un bosque perfectamente climático no muy diferente al existente, enriquecido en taxones y de estructura más intrincada.

Tabla 3. Resultados de la aplicación de LANBIOEVA

Fuente: elaboración propia.

VALORACIÓN		PARÁMETROS	PUN.	
INCONTOR	INNAT	INFIT	DIVERSIDAD	9
			NATURALIDAD	10
			MADUREZ (x2)	16
			REGENERABILIDAD	9
			SUMA (INFIT GLOBAL)	44
		INTER	RAREZA (x2)	2
			ENDEMICIDAD	1
			RELICTISMO	0
			CAR. FINÍCOLA	2
			SUMA (INTER GLOBAL)	5,0
		INMES	F. GEOMORFOLÓGICA (x2)	16
			F. CLIMÁTICA	9
			F. HIDROLÓGICA	8
			F. EDÁFICA	8
			F. FAUNÍSTICA	8
			SUMA (INMES GLOBAL)	49
		INEST	RIQ. POR ESTRATOS (x0,5)	7
			COB. POR ESTRATOS (x0,5)	5
			RIQ. DE MICROHAB.	3
			CONECT. ESPACIAL	18
	SUMA (INEST GLOBAL)		33	
	SUMA (INNAT GLOBAL)			131,0
	INCUL	INPAT	VALOR ETNOBOTÁNICO (x2)	6
			VALOR PERCEPCIONAL	6
VALOS DIDÁCTICO			7	
SUMA (INPAT GLOBAL)			19	
INCULEST		VALOR FISIONÓMICO ESTRUCT.	1	
		VALOR CULTURAL ESTRUCT.	4	
		SUMA (INCULEST GLOBAL)	5	
		SUMA (INCUL)		
SUMA (INCON)			155,0	
PRIORIDAD DE CONSERVACIÓN	PRESIÓN DEMOGRÁFICA	3		
	ACCESIBILIDAD-TRANSITABILIDAD	6		
	AMENAZAS ALTERNATIVAS	5		
	FACTOR GLOBAL DE AMENAZA	14		
	PRICON	2170		

En lo que respecta a los criterios territoriales, éstos se caracterizan por puntuaciones modestas pero superiores a las registradas para cualquier bosque dentro del ámbito

mediterráneo de interior, muy semejantes a las registradas en Allepuz. Son destacables la existencia de plantas raras y escasas (Pitarch, 2002), se registra una especie rara y otra escasa.

En lo referente al criterio mesológico, las puntuaciones son altas al ejercer una gran influencia sobre su geobiotopo así como sobre su biocenosis. En este caso, el que sea una etapa paraclimática resta cierto valor, no obstante, el sumatorio final otorga 49 puntos lo que es equiparable a bosques relativamente bien conservados del ámbito ibérico.

El grupo de criterios naturales y estructurales, sin embargo, salvo el de conectividad espacial, da lugar a puntuaciones relativamente modestas derivadas de una estructura no excesivamente intrincada, con falta de un desarrollo claro de diferentes estratos.

Con todo, los valores naturales otorgan una valoración general alta que puede ser comparable a los pinares ya reseñados con anterioridad en el ámbito cercano de Allepuz (La Roca *et al.*, 2018). Los valores culturales muestran puntuaciones modestas para los tres criterios relacionados con la parte patrimonial. A través de las encuestas y entrevistas desarrolladas por la población se puede apreciar un valor etnográfico no excesivo, derivado de la enorme explotación de estos bosques, lo que dio lugar a una utilización poco sostenible. Tampoco son percibidos, por su abundancia actual, como masas con buena valoración, aunque su puntuación tampoco es baja. Por último, el valor didáctico sí da lugar a puntuaciones altas, un poco más elevadas y derivadas precisamente del interés de estos espacios en lo que respecta a su recuperación vegetativa y las posibilidades pedagógicas que esta cuestión ofrece. Por su parte, los valores culturales estructurales ofrecen guarismos modestos al contar con una sola dasotipología, la de monte alto y por la existencia de elementos patrimoniales. El valor cultural final es medio a alto.

Sumados los valores naturales y culturales, los resultados obtenidos nos dan valores relativamente altos y equiparables a otras formaciones de gran interés dentro del ámbito ibérico, pero también americano (Lozano *et al.*, 2018).

En lo que respecta al factor global de amenaza, éste también registra puntuaciones elevadas, no tanto por la densidad de población, que es baja en general, aunque se multiplica por cinco en verano, sino por contar con una alta accesibilidad-transitabilidad y evidentes amenazas alternativas. Con todo, el Interés de Conservación debe ser multiplicado por el factor global de amenaza y la puntuación final es ciertamente elevada, es decir, estos bosques que, aunque no muestran una gran madurez sí cuentan con evidentes valores naturales y culturales, por el factor de amenaza relativamente elevado que soportan, deben ser protegidos y gestionados con cierta prioridad. Superan ampliamente los registros de formaciones similares vecinas como los de Allepuz. Es muy difícil en el ámbito ibérico que un bosque sobrepase los 2000 puntos y en este caso se llega a los 2170.

5. CONCLUSIONES

En 54 años de abandono, en un campo recién labrado que cambió de manos antes de la siembra de otoño y que desde ese instante permaneció prácticamente sin intervención alguna, se ha desarrollado un suelo poco evolucionado *Colluvic Skeletic Regosol (Loamic, Protocalcic)* y un bosque abierto de *Pinus sylvestris* de 14,1 m de altura promedio y 28,7 cm de DAP promedio. Con una fitomasa superficial estimada en 150 t/ha, secuestra un total de unas 75 t/ha de C, al que habría que añadir el C contenido en las raíces, en el mantillo y en el humus. Ello supone la captura de unas 275 t/ha de CO₂.

Si bien la edafogénesis ha producido un horizonte A embrionario (3-4 cm de espesor y 9,2% de M.O.), el suelo aún conserva su herencia agrícola. El nivel de la suela de labor, a -15 cm, marca el límite inferior de un horizonte con menor pedregosidad y algún resto antrópico.

El bosque muestra una incipiente estratificación pues por debajo del nivel de copas (10-20 m) con la cobertura máxima (151%), se desarrolla un estrato arbustivo-subarbóreo (1,5 a 3 m) con menos de 63% de cobertura (si excluimos la orla espinosa propiamente dicha). El estrato arbustivo está aún menos marcado.

Por su área basal (unos 30 m²/ha), altura h, diversidad Shannon y equitatividad, el pinar de La Vega es comparable (aunque algo más rico -14- y menos denso) al bosque regenerado en las parcelas de abandono más antiguo entre las estudiadas en Allepuz (Trejo *et al.*, 2017), cuya remontada se produce a partir de una dehesa de pinar. Probablemente en la parcela de Allepuz haya habido extracción de madera en los últimos 50 años.

El índice de Shannon-Wiener H' es de 2,1, bastante alto para tratarse de un pinar de *Pinus sylvestris* dentro del piso supramediterráneo.

Las puntuaciones registradas por la aplicación de método LANBIOEVA hablan de un valor bastante alto, por encima de los 2000 puntos debido a las grandes amenazas que se ciernen sobre la parcela. En cualquier caso, el pinar cuenta con valores naturales bastante remarcables, modestos valores culturales y un factor global de amenaza, tal y como se ha comentado, ciertamente alto.

Agradecimientos

Agradecemos a Rafael Cámara Artigas su inestimable ayuda para llevar a cabo la investigación y este trabajo, especialmente su contribución en materia de cuantificación de la fitomasa superficial. Y a León Navarro (Laboratorio de Geomorfología, UVEG) por los análisis.

REFERENCIAS

- AEMET. (2020). *Datos climatológicos de AEMET*. Madrid: Ministerio para la Transición Ecológica. http://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/cambio_climat/result_graficos
- Cámara, R.; Díaz del Olmo, F. (2013). Muestreo en transecto de formaciones vegetales de fanerófitos y Caméfitos (I): Fundamentos metodológicos. *Estudios Geográficos*, LXXIV (274): 67-88. [doi:10.3989/estgeogr.201303](https://doi.org/10.3989/estgeogr.201303)
- Chave, J.; Andalo, C.; Brown, S.; Cairns, M.A.; Chambers, J.Q.; Eamus, D.; Lescure, J.P. (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145(1): 87-99. [doi:10.1007/s00442-005-0100-x](https://doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x)
- Gautier, F. (1981). *Mapa Geológico de España*, 1:50000, nº 568 (Alcalá de la Selva). Memoria. Madrid: Instituto Geológico y Minero de España.
- IUSS Working Group WRB (2015). Base referencial mundial del recurso suelo 2014, Actualización 2015. Sistema internacional de clasificación de suelos para la nomenclatura de suelos y la creación de leyendas de mapas de suelos. *World Soil Resources Reports*, 106. Roma: FAO. <http://www.fao.org/documents/card/en/c/I3794ES>
- La Roca Cervigón, N.; Varela Ona, R.; Lozano Valencia, P.J.; Longares Aladrén, L.A. (Eds.) (2018). *Dinámicas ambientales y paisajísticas ligadas al abandono rural del Supramediterráneo de Gúdar-Maestrazgo (Sistema Ibérico)*. XX Jornadas de Campo de Biogeografía Allepuz (Teruel), 5-10 de junio de 2017. Lejona: Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea <http://hdl.handle.net/10810/28624>



- Lozano, M.V. (Coord.) (2004). Comarca de Gúdar-Javalambre. *Colección Territorio, 13*. Zaragoza: Gobierno de Aragón, Presidencia y Relaciones Institucionales. http://bibliotecavirtual.aragon.es/bva/i18n/catalogo_imagenes/grupo.cmd?path=3600211
- Lozano, P.J.; Díaz, C.; Meaza, G.; Romero, M.A.; Merenciano, A.M. (2018). Aplicación de la metodología LANBIOEVA a la valoración biogeográfica de diversos paisajes agrarios abandonados de Allepuz (Cordillera Ibérica Turolense). En: La Roca Cervigón, N.; Varela Ona, R.; Lozano Valencia, P.J.; Longares Aladrén, L.A. (Eds.) (2018). *Dinámicas ambientales y paisajísticas ligadas al abandono rural del Supramediterráneo de Gúdar-Maestrazgo (Sistema Ibérico)*. Lejona: Universidad del País Vasco: 155-206.
- Pérez, A.J.; Longares, L.A.; La Roca, N.; Lozano, P.J. (2018). Caracterización de la montaña ibérica aragonesa y su proceso de abandono en Allepuz (Teruel, España). En: La Roca Cervigón, N.; Varela Ona, R.; Lozano Valencia, P.J.; Longares Aladrén, L.A. (Eds.) (2018). *Dinámicas ambientales y paisajísticas ligadas al abandono rural del Supramediterráneo de Gúdar-Maestrazgo (Sistema Ibérico)*. Lejona: Universidad del País Vasco: 23-66.
- Pitarch, R. (2002). *Estudio de la flora y vegetación de las sierras orientales del Sistema Ibérico: La Palomita, Las Dehesas, El rayo y Mayabona (Teruel)*. Zaragoza: Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón.
- Schultz, J. (2005). *Die Ökozonen der Erde*. Stuttgart: UTB.
- Trejo, I.; Artigas, R.C.; Cabrera, A.P.; Castillo, R.L.; Ona, R.V. (2018). Cambios en la vegetación leñosa asociada al abandono rural en la zona de Allepuz (Teruel-España). En: La Roca Cervigón, N.; Varela Ona, R.; Lozano Valencia, P.J.; Longares Aladrén, L.A. (Eds.) (2018). *Dinámicas ambientales y paisajísticas ligadas al abandono rural del Supramediterráneo de Gúdar-Maestrazgo (Sistema Ibérico)*. Lejona: Universidad del País Vasco: 99-124.
- Vargas, R. (2009). *Guía para la descripción de suelos* (No. FAO 631.44 G943 2009). Roma: FAO. <http://www.fao.org/documents/card/en/c/0f070cdd-1b6d-53fa-add1-5c972fb299d2>

ESTUDIO EVOLUTIVO DEL PAISAJE MEDITERRANEO DE LA RESERVA DE LA BIOSFERA LA CAMPANA-PEÑUELAS

Roxana Lebuy Castillo y Paulina Rodríguez

*Ceres, Centro Regional de Investigación e Innovación para la Sostenibilidad de la Agricultura y los Territorios Rurales. Pontificia Universidad Católica de Valparaíso.
rlebuy@centroceres.cl; prodriguez@centroceres.cl*

RESUMEN

El presente estudio evaluó el dinamismo del paisaje de las zonas de amortiguación de la Reserva de la Biosfera La Campana-Peñuela (RBLCP) entre los años 1985 y 2019. El análisis se realizó mediante el uso de TIGs y la validación de la información por medio del trabajo de campo y actividades participativas junto a la comunidad rural. Como resultado se evidenció una disminución reciente de la vigorosidad vegetacional entre los años 2015-2019 debido a la mega-sequía que afecta la zona central de Chile, aumentando la vulnerabilidad del sistema Mediterráneo a los riesgos de incendios o resequedad. Además, se observó el aumento de la vegetación dispersa en las áreas que hasta el año 2015 evidenciaban un incremento importante de la superficie. Estas áreas se localizan principalmente en las laderas de umbría, fondos de quebradas, con bajos niveles de evapotranspiración, humedad sobre el promedio, geformas irregulares, y de difícil acceso para la producción agrícola intensiva, la urbanización y la segunda vivienda rural. Es así como el retroceso de la vegetación ha causado la homogenización del paisaje y de sus particularidades a escala local, cambiando su fisonomía debido a la disminución de las precipitaciones normales y excepcionales, al aumento de los sectores residenciales y de los cultivos en laderas.

Palabras claves: evolución del paisaje, vegetación, cambios de usos, Tecnologías de Información Geográfica (TIG), mega sequía.

ABSTRACT

The present study has evaluated the dynamism of the landscape of the buffer zones of the La Campana-Peñuela Biosphere Reserve between 1985 and 2019. The analysis was made using TIGs, and the validation of the information through field work and participatory activities with the rural community. As a result, the study evidenced a recent decrease in vegetative vigor between 2015-2019 due to the mega-drought that affects the central zone of Chile, increasing the vulnerability of the Mediterranean system to risks of fire or dryness. In addition, an increase in dispersed vegetation was observed in the areas that until 2015 evidenced an increase in abundant vegetation. These areas are mainly located on the shady slopes, ravine bottoms, with low levels of evapotranspiration, above-average humidity, irregular geo-forms, and difficult to access for intensive agricultural production, urbanization and second rural housing. This is how the decline in vegetation has caused the homogenization of the landscape and its particularities at local level, changing its physiognomy from a climatic and vegetational point of view, as a result of the decrease in normal and exceptional rainfall, the increase in sectors residential, and hillside crops.

Keywords: landscape evolution, vegetation, land use changes, Geographic Information Technologies (GITs), mega-drought.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Lebuy Castillo, R.; Rodríguez, P. (2020). Estudio evolutivo del paisaje mediterráneo de la Reserva de la Biosfera La Campana-Peñuelas. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 537-546.

1. INTRODUCCIÓN

Las Reservas de la Biosfera son ecosistemas de apoyo a la ciencia al servicio de la sostenibilidad, y son reconocidas internacionalmente como tal en el marco del Programa Hombre y la Biosfera de la UNESCO (UNESCO, 1996). Es así como el año 1984 se declara Reserva de la Biosfera a las Áreas del Parque Nacional Cerro La Campana y a la Reserva Nacional Lago Peñuelas, que forman parte del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPES), administrado por la Corporación Nacional Forestal, CONAF.

Consecutivamente, el año 2009 se declara la ampliación de la RBLCP, abarcando en total una superficie de 238.216 ha. Junto a las áreas núcleo, se definió un área de amortiguación circundante, la cual se define como un espacio en que sus actividades son compatibles con los objetos de conservación, ayudando de esta forma a la protección de la reserva. Por último, la zona de transición corresponde a un área exterior, de usos múltiples, en la cual se deben fomentar y desarrollar actividades sostenibles.

La Reserva de la Biosfera La Campana-Peñuelas, ha sido reconocida a nivel mundial como una de las 34 principales ecorregiones de diversidad (*hotspots*). Estas áreas prioritarias de biodiversidad no ocupan más del 2,5% de la superficie terrestre, y concentran casi la mitad de las especies del planeta. Uno de estos ecosistemas corresponde al bosque esclerófilo, bosque característico de la región mediterránea que presenta además un alto endemismo de plantas vasculares nativas (Arroyo *et al.*, 2008).

El paisaje de la RBLCP se caracteriza por mantener un alto grado de naturalidad y endemismo, formando sistemas que sustentan una riqueza florística de composición mixta. Estas especies a su vez se localizan en la Cordillera de la Costa, la cual es definida por geformas accidentadas que refugian una rica biodiversidad. La combinación e interrelación de los componentes topográficos, biodiversidad y los microclimas existentes han dado lugar a un paisaje muy singular (Lebuy, 2017).

Por otra parte, la distribución de las precipitaciones en el territorio de la reserva está determinada por el anticiclón subtropical del Pacífico sur (APS), el cual permite el ingreso de precipitaciones de los vientos oeste provenientes desde el sur, sistema responsable prácticamente de todas las lluvias de Chile central y sur (Di Castri y Hajek, 1976), debido a que se encuentra en latitud septentrional con un desplazamiento hacia el Ecuador. Además, el dominio estival del anticiclón subtropical da como resultado veranos cálidos y secos en el valle central y al interior de los valles transversales.

La variabilidad temporal que afecta desde el borde mediterráneo norte entre los 30° a 34°S hace frecuente la ocurrencia de sequías invernales episódicas, anomalías en la intensidad del anticiclón y en la precipitación, que se han hecho cada vez más recurrentes desde el año 2008 a la fecha. En Chile central las precipitaciones están estrechamente relacionadas con las fluctuaciones del índice de El Niño-Oscilación del Sur (ENOS). Es así como durante las fases negativas de ENOS, la presión atmosférica es anormalmente baja en el ámbito del APS, posibilitando una mayor frecuencia de los frentes de mal tiempo. Y durante las fases positivas de ENOS, el APS se encuentra vigorizado, predominando condiciones frías y secas (Villa Martínez, 2002).

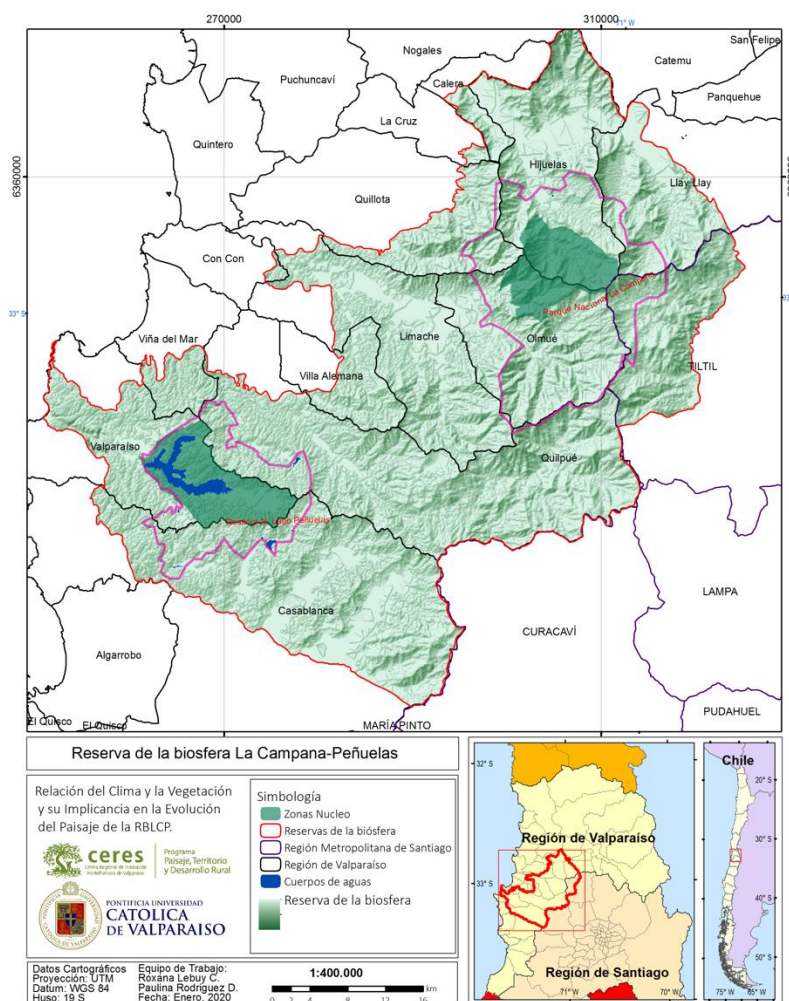
Sin embargo, a pesar la imponente fisonomía del paisaje, la RBLCP se encuentra bajo la presión de perturbaciones naturales y culturales que ponen en riesgo su funcionalidad y naturalidad. Tal es caso del emergente interés de la población urbana por adquirir una segunda vivienda o parcela de agrado en el lugar, fenómeno que también ha sido descrito como migración por amenidad (Hidalgo *et al.*, 2009). Otra perturbación importante es el cambio climático de este espacio, que debido a la disminución de las precipitaciones mantienen a la

región de Valparaíso bajo una mega sequía desde el año 2008, aumentando la vulnerabilidad a los incendios de tipo forestal y la aparente resequeidad que están presentando especies del bosque esclerófilo desde el año 2018.

Debido a la necesidad de comprender la situación que afecta al paisaje de bosque mediterráneo localizado en la RBLCP, específicamente en las áreas de amortiguación de las Áreas SNASPE, se realizó un estudio de la relación que existe entre el clima y la vegetación, y como estas interacciones han influenciado en la evolución del paisaje actual.

Mapa 1. Identificación del área de estudio

Fuente: elaboración propia.



2. ÁREA DE ESTUDIO

Corresponde al paisaje de la RBLCP específicamente las zonas núcleo que la componen, a saber, el parque Nacional La Campana (PNLC) y la Reserva Lago Peñuelas (RLP), junto con sus respectivas áreas de amortiguación (Mapa 1). La zona de amortiguación (ZA) de la zona núcleo del PNLC comprende las áreas rurales de las comunas de Quillota, Hijuelas, Olmué en la Región de Valparaíso, y Tiltil en la Región Metropolitana de Santiago. Así mismo la ZA de la zona núcleo de RLP comprende áreas rurales de las comunas de Valparaíso, Casablanca y Quilpué. La superficie de estudio es de 55.418 ha, de las cuales solo 19.247 ha corresponden a

la zona de amortiguación de la RLP, y 36.171 ha a la zona de amortiguación de PNLC. Los límites geográficos del paisaje en estudio son al norte con las comunas de Hijuelas y Llay Llay, al oeste con las comunas de Limache y Valparaíso, hacia el sur sus límites son con la ciudad Casablanca, y hacia el este con la comuna de Tiltill en la región de Metropolitana de Santiago. La superficie de la zona núcleo del PNLC es de 8.000 ha y posee variadas comunidades vegetales, convirtiéndolo en un reservorio de diversidad biológica de la zona mediterránea de Chile (Urrea, 2016). Y la superficie de la zona núcleo de RNLP es de 6.000,3 ha, y posee un 28% de especies alóctonas (Hauenstein, 2009) combinadas entre reservorios de vegetación mediterránea.

3. METODOLOGÍA

La metodología desarrollada para realizar el estudio es de tipo cuantitativa y cualitativa, ya que se basa en el análisis de datos obtenidos desde imágenes satelitales, datos climáticos y en la interpretación visual de las mismas a través de Tecnologías de la Información Geográfica (TIGS). Además, es de tipo cualitativa ya que se complementa con archivos históricos existentes mediante un estudio historiográfico.

En primer lugar, se realizó el estudio retrospectivo del paisaje para lo cual se utilizaron ocho imágenes satelitales de los sensores Landsat TM 5 y Landsat OLI 8 (imágenes de acceso libre en <https://earthexplorer.usgs.gov/>). Los periodos de cada una de las escenas corresponden a los meses de enero de los años 1986, 1990, 2000, 2005, 2010, 2015 y 2020. Asimismo, se realizaron las correcciones geométricas y radiométricas para eliminar las distorsiones en cuanto a la localización de las imágenes, y se modificaron los niveles digitales para acercarlos lo mejor posible a la realidad.

A partir de las imágenes satelitales corregidas se obtuvieron el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) y la Imagen Falso Color de combinación 754 o 743, ya que el NDVI permite estimar la calidad, cantidad y desarrollo de la vegetación, el suelo y el agua (Ke *et al.*, 2015). Es así como la vegetación bien desarrollada expone una reflectividad intensa en el infrarrojo cercano, y baja en el rojo. Por lo tanto, un NDVI alto da cuenta de una vegetación densa y vigorosa, mientras que los valores medios dan cuenta de suelo desnudo y formaciones rocosas (Tabla 1). Por último, los valores muy bajos corresponden a cuerpos de agua debido a su baja reflectividad en el infrarrojo (Chuvienco, 2002). Además, el índice NDVI minimiza la influencia de perturbaciones como las del suelo y atmósfera, exponiendo información relacionada mayormente a la vegetación (Zheng *et al.*, 2015).

Un segundo producto corresponde a la combinación de las bandas correspondientes al Infrarrojo medio (banda 7 en Landsat TM 5 y Landsat OLI 8), Infrarrojo cercano (banda 4 en Landsat TM 5 y banda 5 en Landsat OLI 8) y Rojo (banda 3 en Landsat TM 5 y banda 4 en Landsat OLI 8). Por su parte, la imagen falso color bandas 754 (Landsat OLI 8) y banda 743 Landsat 7 ETM+, Landsat 5 TM y Landsat 4 TM). Esta composición de imágenes entre las bandas del infrarrojo medio, infrarrojo cercano y la banda roja, permiten principalmente la discriminación de cultivos de regadío, siendo válida para realizar estudios de salud vegetacional y estrés, destacando por ejemplo los incendios. Así también, estas imágenes son útiles para el estudio de la geomorfología, tipos de suelos y sus problemas, además de la diferenciación de suelos desnudos y con cobertura vegetal y el avance de las ciudades.

Paralelamente al estudio retrospectivo, se realizó una caracterización climática, con énfasis en la disponibilidad de precipitaciones. Se recopilaron los datos desde los años 1985 a 2019, de 29 estaciones meteorológicas, siendo 11 las localizadas en el área de estudio, cuyas imágenes

están disponibles gracias a la Dirección General de Aguas (DGA). Se consideró como punto de partida el año 1985 debido a que se dispone de datos continuos a contar de este año.

Tabla 1. Rangos NDVI

Fuente: Agüero, 2014.

Valor de Rango	Descripción
0 (-1-0)	Agua o cubiertas artificiales
1 (0-0,2)	Suelo desnudo o vegetación muerta
2 (0,2-0,4)	Vegetación dispersa o poco vigorosa
3 (0,4-0,6)	Vegetación abundante y vigorosa
4 (0,6-(+1))	Vegetación muy densa y vigorosa

Con los datos de las 29 estaciones se elaboraron mapas de precipitaciones o isoyetas, considerando el promedio anual del año previo a la imagen satelital analizada, con la finalidad de obtener información espacial de la distribución de precipitaciones en el territorio. Además, los mapas se realizaron a distinta resolución espacial, es decir, considerando la gradiente topográfica, pero sin homogenizar los datos debido a que el coeficiente de correlación r entre la gradiente topográfica y la precipitación resultó bajo para el área de trabajo (Fries, 2012).

4. RESULTADOS

Los valores obtenidos de NDVI presentaron un aumento de la vigorosidad de la vegetación hasta el año 2015 en el PNLC y en la zona de amortiguación orientada al sur en la localidad de Quebrada Alvarado, además de las serranías de la comuna de Quilpué, concentrado en zonas de bosque nativo renoval, matorrales arborescentes y pequeñas quebradas expuestas a la sombra.

En cuanto a los cuerpos de agua distribuidos en la superficie, los resultados de NDVI demuestran que los principales cuerpos de agua se localizan en la RLP y en su respectiva ZA. La dinámica en los últimos 34 años demuestra una disminución paulatina del agua acumulada en últimos 12 años. Sin embargo, el año 2005 el lago se encontraba con los niveles más bajos de agua en el periodo estudiado. Cabe señalar que el Lago Peñuelas en el año 1986 se encontraba en sus niveles más altos, y para inicios del año 2020 prácticamente ha desaparecido su superficie hídrica.

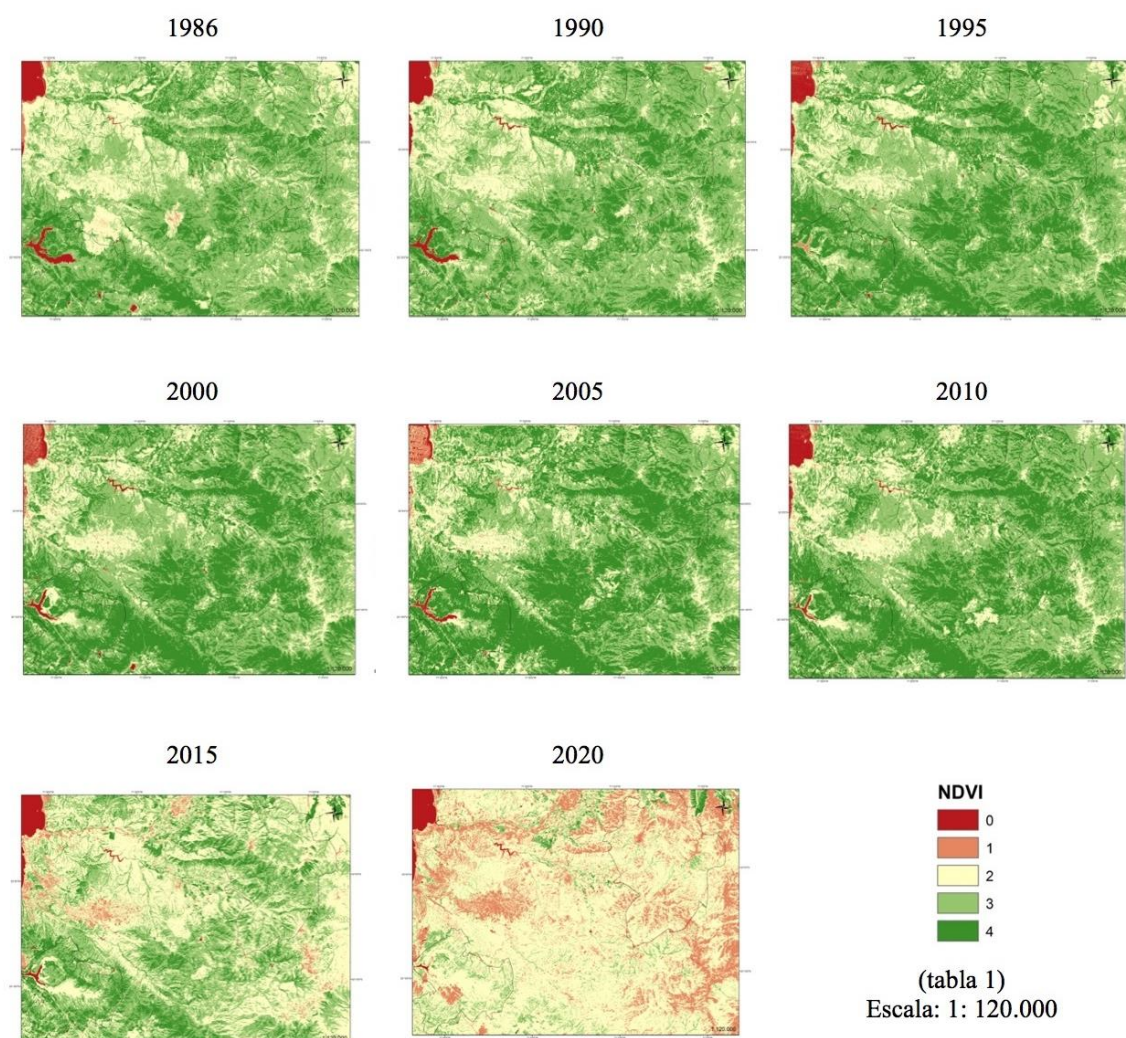
En el caso de los suelos desnudos (Figura 1), se debe destacar que entre los años 1986 al 2010, las áreas del PNLC que presentaban suelo desnudo fueron regenerando su cobertura vegetal en las vertientes de exposición norte. Además, se observó un alto aumento de vigor vegetal en el poblado de Caleu debido posiblemente a la recuperación de vegetación de bosque renoval en las áreas naturales, y el crecimiento de áreas y superficies con riego, presentes en las nuevas parcelas rurales. Una situación similar ocurre en el Poblado de Quebrada Alvarado en las áreas próximas a la carretera, en las cuales hoy existen parcelas de agrado que se encuentran con riego, y que hacia el año 1985 eran áreas sin producción agrícola y sin restricción en el acceso para la extracción de diversos recursos (Lebuy, 2018).

Entre los años 1986 y 2010 existe una baja superficie de suelo desnudo, pudiéndose identificar algunas apariciones en el borde oeste y noreste de la ZA Lago Peñuelas. Por otra parte, el año 2015 se identifica un aumento de las superficies en la ZA de la RLP, esta vez

homogenizada como un polígono sólido, y en las vertientes de exposición norte del sector de la cumbre y los límites con el poblado de Caleu en el PNLC. Y al mes de enero del año 2020, las zonas que habían demostrado una recuperación de las superficies de vegetación dispersa se encuentran en un retroceso en las áreas SNASPES, y con un aumento significativo en los bordes de la ZA de la RLP y ZA PNLC.

Figura 1. NDVI del área de estudio

Fuente: elaboración propia.



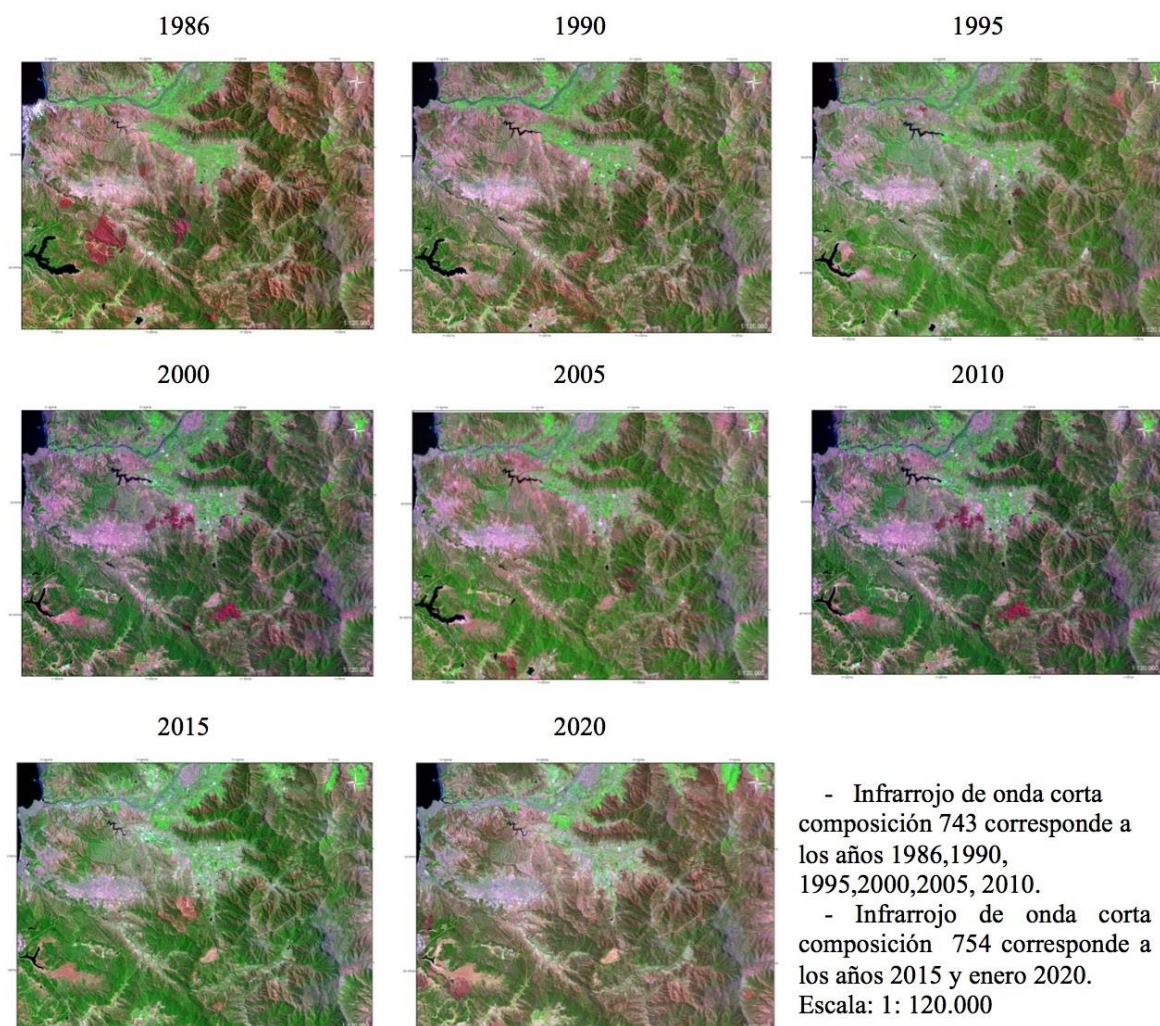
Asimismo, en las ZA la vegetación muy densa presenta la mayor concentración en el año 2005 y existe un leve aumento del bosque denso, además de una recuperación de la vigorosidad alta, principalmente en las quebradas expuestas al sur, a mayor altitud y distantes a las áreas de cultivo o poblados rurales y próximas PNLC. Posteriormente entre los años 2010 y 2015 la superficie cubierta sufre una fuerte disminución, quedando solo algunos núcleos de bosque esclerófilo maduro. En 2015 y principalmente en enero de 2020, la superficie de vegetación muy densa desaparece completamente quedando solo los parches de monocultivo en laderas en el borde noreste del PNLC.

Es así como también la vegetación abundante y vigorosa, identificada como bosque semi-denso, entre los años 2005 y 2010 presenta la mayor superficie del periodo evolutivo. Este aumento se expresa en el paisaje próximo a las quebradas con bosque denso incipiente, generando una zona de amortiguación o protección natural del bosque denso y vigoroso, preferentemente en laderas de exposición sur, distante a centros poblados, y en laderas con pendiente fuerte y próximo al parque nacional. Sin embargo, desde el año 2015 comienza un retroceso evidente hacia vegetación poco vigorosa y dispersa (color amarillo), y que al mes de enero 2020 se distribuye ampliamente en ambas ZA.

A modo de complementar el análisis desde NDVI, ayudados de la imagen falso color (Figura 2), se logra distinguir claramente algunos eventos que han incidido en la dinámica de la vegetación al interior y en los bordes externos de las ZA de ambas zonas núcleo.

Figura 2. Variación temporal en falso color

Fuente: elaboración propia.



Un ejemplo de este análisis es la identificación en la imagen de los efectos provocados por incendios forestales, validados mediante visitas a terreno. Es el caso del incendio de febrero de 1984 en el sector de Ocoa (PNLC), comprometiendo aproximadamente 310 ha, y provocando

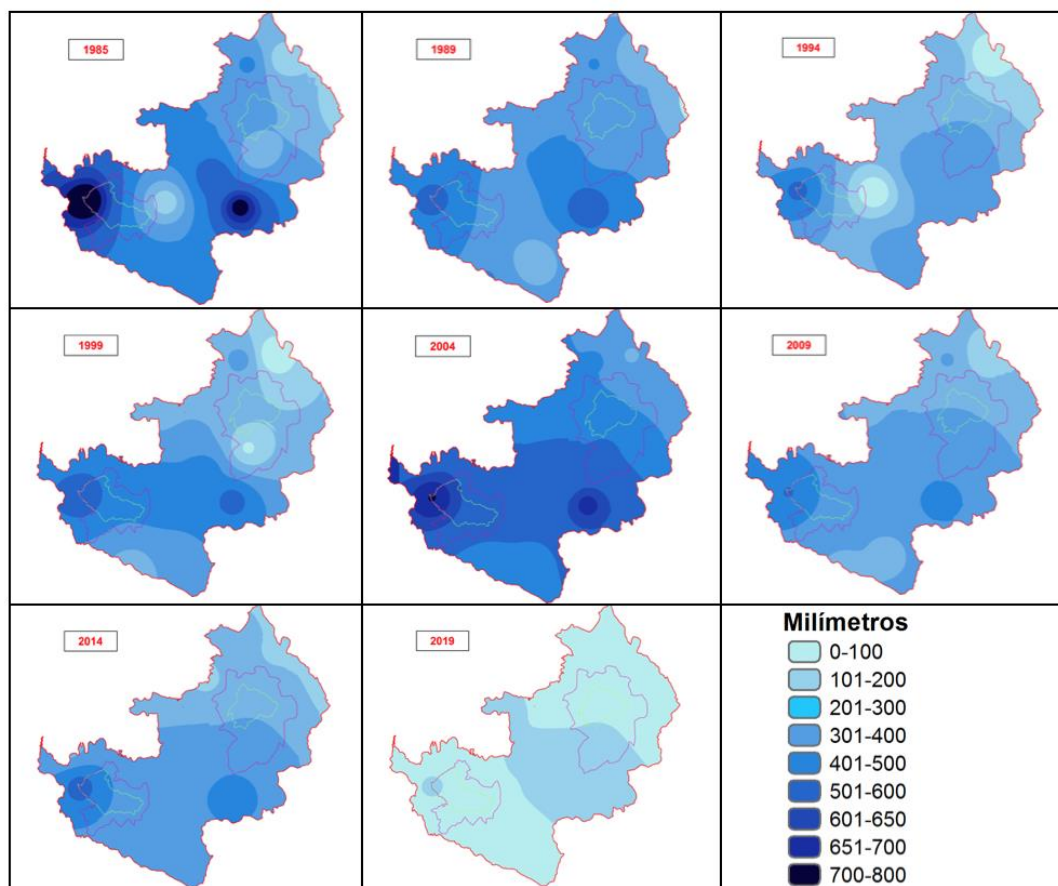
daños superficiales (Saiz y Villaseñor, 1990), representado en color magenta intenso, que posteriormente se percibe con una recuperación de la cobertura vegetal. Por otra parte, en el año 1986 se identificó un área al interior y exterior de la ZA de la RLP, la que posteriormente se recuperó en los años siguientes.

Asimismo, este análisis permitió determinar que el color magenta intenso corresponde a áreas afectadas por incendios, zonas que se encontraban cubiertas de agua y luego se secaron, y también a cumbres rocosas que han perdido cobertura vegetal. Tal es el caso del Lago Peñuelas en la RLP, que en la medida que ha perdido agua ha ido obteniendo esta coloración. Asimismo, los incendios que en los últimos 5 años han afectado a los límites de la RLP se aprecian claramente en enero de 2020.

Por otra parte, en el año 1986 se aprecia una zona de cultivos agrícolas bien definida, la que levemente se comienza a fragmentar con la aparición de construcciones de casas hasta el año 2000. Posteriormente al año 2000 la fragmentación de la zona cultivada se vuelve más intensa siendo sobrepasada por la superficie inmobiliaria a enero de 2020. Es importante destacar el avance de los cultivos hacia al interior de PNLC y en sus bordes externos, así como también el avance de los cultivos en laderas con pendiente. Estos cultivos corresponden a frutales como el aguacate o palta y cítricos con sistema de monocultivo.

Figura 3. Precipitaciones anuales

Fuente: elaboración del autor en base a datos obtenidos en www.dga.cl



Por otra parte, la figura 3 permite distinguir que lo mayores niveles de precipitación se concentraron entre los años 1985 y 2004. En estos años se distinguen dos áreas en las cuales se concentran precipitaciones por sobre el promedio de la RBLCP. Cabe argumentar que hubo años de precipitaciones excepcionales en el periodo observado, a saber, los años 1987, 1997, 2000, 2001 y 2002 en la cual las precipitaciones aumentan considerablemente debido a ENOS. Las áreas de la RCLCP con mayores niveles de precipitación se encuentran próximas a la RLP, específicamente corresponden a las estaciones de Tapiche y Lago Peñuelas.

En contraparte, el año 2019 es el año en el cual las precipitaciones presentan una anomalía respecto a años anteriores, debido a que corresponde al periodo con el registro de precipitaciones más bajas, con un promedio de 67,9 milímetros en el área de estudio, siendo la estación de Colliguay la que presentó el promedio anual más alto 144 mm. A la disminución de las precipitaciones anuales, se debe agregar la falta de años sin presencia de ENOS, siendo 2002 el último año de registro de precipitaciones sobre 1.000 mm anuales.

5. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Existen diferencias significativas en la dinámica del paisaje del área de estudio, por una parte, la ZN PNLC evidenció una recuperación de la cobertura vegetal, desde vegetación dispersa a abundante y vigorosa hasta el año 2015. No obstante, la ZN RLP se ha visto afectada por la disminución continua de las reservas de agua en el lago Peñuelas, y por el aumento de la superficie de suelo desnudo y vegetación muerta en sus límites, debido principalmente al avance de la superficie construida y a la constante amenaza de incendios en el sector.

De igual manera, los análisis obtenidos hasta el año 2015 demuestran que las áreas con geformas irregulares, expuestas, en umbría, con pendientes moderadas a fuertes y que se encontraban alejadas de la comunidad, han mantenido un mayor nivel de endemismo o que han presentado un aumento de la vigorosidad, sin embargo, desde 2015 a enero de 2020 se han visto afectadas por una disminución acelerada en su vigorosidad.

La falta de precipitaciones ha homogenizado el paisaje del área de estudio, es decir, que sectores que se diferenciaban entre sí por la diferencia en los niveles de precipitaciones recibidas, hoy en día se aprecian sin distinción espacial en considerando los mapas de precipitaciones obtenidos en años previos con precipitaciones normales. A lo anterior se debe sumar que posiblemente la falta de precipitaciones excepcionales bajo la clasificación de ENOS ha favorecido la disminución de la disponibilidad hídrica en el paisaje de la RBLCP, y ha contribuido en aumentar la mega sequía que vive la región de Valparaíso, debido a que la ocurrencia de este fenómeno ayudaba recargar los cuerpos de agua producto considerable aumento de las precipitaciones.

Finalmente, la dinámica del paisaje estimada mediante imágenes satelitales, datos climáticos y la percepción de las comunidades estima un mal pronóstico para la vegetación mediterránea de la región de Valparaíso, siendo la RBLCP la más afectada debido a su alto endemismo. En adelante se debe estimar en qué medida esta perturbación ha sido producto del cambio climático a modo general, y cuánto ha aportado a la sequedad del sistema el avance de la urbanización, la modernidad y la agricultura intensiva en laderas con exigencias de riego que van sobre las precipitaciones que actualmente recibe el área de estudio.

REFERENCIAS

- Agüero, B. (2014). Análisis temporal de los cambios en el uso del suelo en la sub-cuenca del Humedal del Río Cruces, Valdivia. *Seminario de Título de Biólogo, Mención Medio Ambiente*. Santiago: Universidad de Chile.
- Arroyo, M.; Marquet, P.; Marticonrena, C.; Simonetti, J.; Cavieres, L.; Squeo, F.; Rozzi, R.; Massardo, M. (2008). El Hotspot chileno, prioridad mundial para la conservación. *Biodiversidad de Chile. Patrimonio y desafíos*. Santiago de Chile: CONAMA: 90-93. URI: <http://repositorio.uchile.cl/handle/2250/120068>
- Chuvieco, E. (2002). *Teledetección Ambiental; La observación de la Tierra desde el Espacio*. Barcelona: Ariel.
- Di Castri, F.; Hajek, E. (1976). *Bioclimatología de Chile*. Santiago: Universidad Católica de Chile.
- Fries, A.; Rollenbeck, R.; Naub, T.; Peters, T.; Bendix, J. (2012). Near surface air humidity in a megadiverse Andean mountain ecosystem of southern Ecuador and its regionalization. *Agricultural and Forest Meteorology*, 152: 17-30. doi:10.1016/j.agrformet.2011.08.004
- Hidalgo, R.; Borsdorf, A.; Plaza, F. (2009). Parcelas de agrado alrededor de Santiago y Valparaíso ¿Migración por amenidad a la chilena? *Revista de Geografía Norte Grande*, 44: 93-112. doi:10.4067/S0718-34022009000300005
- Hauenstein, E.; Muñoz-Pedreras, A.; Yáñez, J.; Sánchez, P.; Möller, P.; Guíñez, B.; Gil, C. (2009). Flora y vegetación de la Reserva Nacional Lago Peñuelas, Reserva de la Biósfera, Región de Valparaíso, Chile. *Bosque (Valdivia)*, 30(3): 159-179. doi:10.4067/S0717-92002009000300006
- Ke, Y.; Lee, J.; Gong, H.; Youngryel, R. (2015). Characteristics of Landsat 8 OLI-derived NDVI by comparison with multiple satellite sensors and in-situ observations. *Remote Sensing of Environment*, 164: 298-313. doi:10.1016/j.rse.2015.04.004
- Lebuy, R. (2017). *Evolución del paisaje en el Parque Nacional La Campana*. Barcelona: Universitat de Barcelona: Tesis Doctoral.
- Pérez González, M.E; Sanz Donaire, J.J. (2000). Distribuciones estadísticas ajustadas a las series temporales de totales anuales de precipitación sobre España: aspectos geográficos. *Geographica*, 38: 11-29.
- Quintanilla, V. (1996). Alteraciones por el fuego en la Cordillera de la Costa de Chile mediterráneo. Antecedentes en un parque nacional. *Pirineos*, 147: 97-113.
- Villaseñor, R.; Saiz, F. (1990). Incendios Forestales en el Parque Nacional La Campana. Sector Ocoa, V Región, Chile. El Efecto del fuego sobre el estrato arbustivo-arbóreo. *Anales Museo Histórico Natural de Valparaíso*, 21: 15-26.
- UNESCO (1996). *Reservas de Biosfera. La estrategia de Sevilla & El marco estatutario de la red mundial*. Paris: UNESCO, Programa del Hombre y la Biosfera.
- Urra, F. (2016). Dos nuevas especies de Oecophoridae (Lepidoptera: Gelechioidea) del Parque Nacional La Campana, Chile. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural, Chile*, 65: 99-107.
- Villa Martínez, R. P. (2002). *Historia del clima y la vegetación de Chile central durante el Holoceno: una reconstrucción basada en el análisis de polen, sedimentos, microalgas y carbón*. Santiago: Universidad de Chile.
- Zheng, B; Myint, S.W.; Thenkabail, P.S.; Aggardwal, R.M. (2015). A support vector machine to identify irrigated crop types using time-series Landsat NDVI data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 34: 103-112. doi:10.1016/j.jag.2014.07.002

SITUACIÓN Y PATRONES DE OCUPACIÓN DE LA POBLACIÓN DE AVUTARDA COMÚN (*Otis tarda*) EN EL NOROESTE DE LA PROVINCIA DE TERUEL

Luis Alberto Longares Aladrén¹, María Pilar Rabanaque Yuste² y María Royo Navascués³

¹ Dpto. de Geografía y Ordenación del Territorio. Universidad de Zaragoza. lalongar@unizar.es

² Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). mr@unizar.es

³ Banco de Datos de Aragón. Dirección General de Medio Natural y Gestión Forestal. Gobierno de Aragón. m.rabanaque@mncn.csic.es

RESUMEN

Se presenta la situación actual de la población de avutarda común (*Otis tarda*) en el sector noroeste de la provincia de Teruel (cuenca de Gallocanta y el valle del Jiloca), analizando los patrones de ocupación anuales y estacionales y su evolución a lo largo del periodo comprendido entre 2001 y 2016, comprobando su posible relación con los cambios de usos del suelo en el territorio analizado.

Se han combinado métodos de análisis geoespacial a través de Sistemas de Información Geográfica (Hot spot, K de Ripley), clasificación supervisada mediante teledetección a través de imágenes de satélite (Landsat 5, Landsat 7 y Landsat 8) en base al SIOSE (Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo en España), trabajo de campo de la zona y análisis estadístico de los datos obtenidos.

En general se observa una clara disminución de la población en el área de estudio, similar al resto de la Comunidad Autónoma de Aragón, a pesar del mantenimiento de la superficie de lo que se considera su hábitat óptimo. El patrón de distribución espacial de la especie, muestra una diferente ocupación del territorio en función del momento del ciclo vital, con una concentración cada vez más significativa del número de ejemplares observados tanto en los diferentes sectores del área de estudio, como en el total de ésta.

Palabras clave: avutarda, tendencia poblacional, usos del suelo.

ABSTRACT

The current situation of the common bustard (*Otis tarda*) population in the northwestern sector of the province of Teruel (Gallocanta Basin and the Jiloca Valley) is presented, analyzing the annual and seasonal occupational patterns and their evolution over the period between 2001 and 2016, verifying its possible relationship with changes in land use in the analyzed territory.

Geospatial analysis methods have been combined through Geographic Information Systems (Hot spot, Ripley's K), supervised classification by remote sensing through satellite images (Landsat 5, Landsat 7 and Landsat 8) based on the SIOSE (System of Information on Land Occupation in Spain), field work in the area and statistical analysis of the data obtained.

In general, there is a clear decrease in the population in the study area, similar to the rest of the Autonomous Community of Aragón, despite the maintenance of the surface of what is considered its optimal habitat. The pattern of spatial distribution of the species, shows a different occupation of the territory depending on the time of the life cycle, with an increasingly significant concentration of the number of specimens observed in both the different sectors of the study area, and in the total area.

Keywords: great bustard, population trend, land uses.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Longares Aladrén, L.A.; Rabanaque Yuste, M.P.; Royo Navascués, M. (2020). Situación y patrones de ocupación de la población de avutarda común (*Otis tarda*) en el noroeste de la provincia de Teruel. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 547-556.

1. INTRODUCCIÓN

Las estepas ibéricas son quizás uno de los paisajes más singulares que posee la Península Ibérica en el contexto de la Unión Europea (Juana, Santos y Suárez, 1988), por sus condiciones y el número de especies que residen en este tipo de medios, siendo singulares y numerosas las aves que los ocupan, destacando por sus características y situación la avutarda común (*Otis tarda*).

La población de *Otis tarda* estimada en 2003 para España fue de 23.000 individuos (Alonso *et al.*, 2003), aunque según Palacín y Alonso (2008) y López-Jamar *et al.* (2011) las últimas estimaciones oficiales que se realizaron en 2008 calcularon una población entre 27.500 y 30.000 individuos. En esta última estimación, el mayor censo mundial se produjo en Castilla y León ya que representaba en torno al 47% de la estimación poblacional de España y el 27-32% de la mundial (Martín *et al.*, 2012).

Sin embargo, en Aragón esta situación es muy diferente a la de Castilla y León. La distribución de la avutarda común en el territorio aragonés se presenta muy fragmentada en pequeños núcleos en el este y suroeste de Zaragoza y en el noroeste de Teruel. Las primeras cifras de población entre 1995 y 2001 estimaron un total de 115 individuos, la mayoría concentrados en la provincia de Zaragoza en territorio de Los Monegros (Palacín *et al.*, 2004) y los alrededores de Gallocanta. Un nuevo censo en 2004 contabilizó durante el periodo reproductivo 107 individuos: 66 en Monegros y 41 en la cuenca de Gallocanta (Alonso, Palacín y Martín, 2005), confirmando la disminución de la especie en Aragón (Madroño, González y Atienza, 2004; Lagares, 1987).

La avutarda común es una especie que está catalogada como “vulnerable” según el Libro Rojo de las Aves de España (Palacín *et al.*, 2004), en Aragón está considerada bajo el estatus de “en peligro de extinción” (BOA, 2005) dada la situación que se viene observando en los últimos años. Esta situación, tiene que venir acompañada de un conocimiento lo más preciso posible de la situación de la especie, de ahí la necesidad de analizar la situación actual de la avutarda común en la Comunidad Autónoma de Aragón.

2. OBJETIVOS

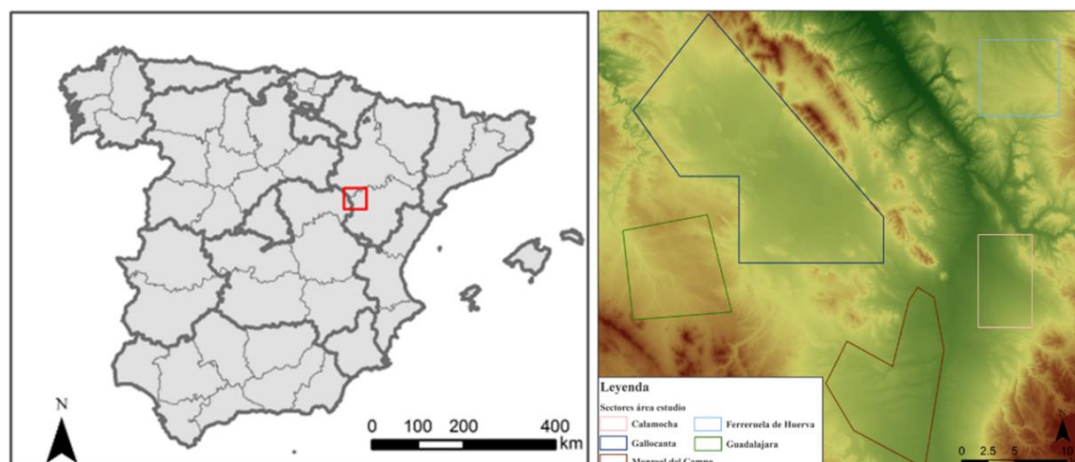
El objetivo general de este trabajo es analizar la situación de la población de avutarda común en el área de estudio y su relación con los usos del suelo, siendo por tanto la hipótesis de partida si el descenso poblacional de la avutarda común en Aragón está relacionado con cambios en el uso del territorio. Este objetivo general, cuenta con varios objetivos derivados:

- Conocer la tendencia poblacional de la avutarda común en el área de estudio.
- Definir el patrón de ocupación espacial de la especie.

3. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio engloba la cuenca de Gallocanta (Zaragoza) y entorno próximo de la cuenca del Valle del Jiloca (Teruel), junto con dos poblaciones castellano-manchegas: Campillo de Dueñas y La Yunta (Guadalajara) (Figura 1). Dentro del área de estudio se crearon cinco sectores en función de la delimitación del área vital a través de los datos de observación de la especie. Estas cinco zonas se denominaron: Calamocha, Ferrerueta de Huerva, Monreal del Campo, Gallocanta y Guadalajara (Campillo de Dueñas y La Yunta).

Figura 1. Localización del área de estudio y delimitación de los sectores*



*Los sectores carecen de referencias geográficas por solicitud del Servicio de Biodiversidad, dado el carácter sensible de la información sobre la localización de la especie.

4. METODOLOGÍA

Para el trabajo se dispuso de datos de seguimiento de *Otis tarda* para el periodo comprendido entre el año 2001 hasta el año 2016. Esta información sobre la presencia de *Otis tarda* en Aragón, se obtiene a través de solicitud oficial al Banco de Datos de la Biodiversidad del Gobierno de Aragón, por mediación de la Dirección General de Sostenibilidad, que ofrece información en tablas en formato texto, sobre presencia de *Otis tarda*, georreferenciada en coordenadas (European Datum50 huso 30 y 31 y ETRS89 UTM Zona 30 N y 31 N), además de fecha, sexo, edad, tipo de hábitat y comportamiento.

4.1. Revisión y recopilación de la información

Tras el proceso de revisión bibliográfica de artículos científicos, libros y monografías relacionados con el tema de estudio: aves esteparias, paisajes esteparios y específicamente sobre *Otis tarda* en la Península Ibérica y Europa (Alonso, Palacín y Martín, 2003, 2005; Alonso 2007; Alonso y Palacín, 2010; Osborne, Alonso y Bryant, 2001), se procedió a la revisión de la base de datos cedida por el Banco de datos de Biodiversidad de Aragón. Esta revisión derivó en un trabajo de homogeneización, necesario debido a la naturaleza diversa de los datos y el amplio periodo de recopilación. La base de datos cuenta con avistamientos desde abril de 1981 hasta abril de 2017, pero para la realización de este trabajo se seleccionó el periodo de 2001 hasta 2016, por ser el intervalo de tiempo en el que existen censos y seguimiento sistemático de la especie.

Depurados los datos y establecido el periodo de estudio, se delimitó el área de trabajo definitiva en el noroeste de la provincia de Teruel, teniendo en cuenta la calidad de los datos y el grado de concentración que estos mostraban dentro de un área geográficamente homogénea como la cuenca de Gallocanta y alrededores próximos. Posteriormente y para analizar con mayor precisión la zona de estudio, se aplicó el método de *core-area* (polígono máximo) a estos datos, y de esta forma, concretar cinco sectores dentro de este territorio turolense que agruparan datos de forma significativa (Figura 1).

4.2. Análisis de los datos de población

Seleccionado el periodo de análisis y digitalizada la zona de estudio y sus sectores, se crea la geodatabase y se procede al análisis los datos de población para conocer la dinámica poblacional de la especie entre 2001 y 2016. Para ello se trató estadísticamente la dinámica y tendencia de la población, en la que se incluyen los datos de Castilla-La Mancha de los municipios de Campillo de Dueñas y La Yunta, ya que es conocida por los técnicos la relación de los ejemplares localizados en este espacio con el territorio de la cuenca de Gallocanta.

4.3. Análisis de la distribución de la especie

Se realizó el análisis geoespacial de la información disponible para el periodo 2001-2016 en la plataforma de Sistema de Información Geografía ArcGis 10.5 (licencia Esri de la Universidad de Zaragoza). En primer lugar, se utilizó la metodología de análisis de punto caliente *hot spot* y *cold spot* (G_i^* de Getis-Ord), que permite mostrar los puntos con mayor presencia y mayor agrupación de los individuos (Getis y Franklin, 1987). Estos puntos calientes y fríos, se calcularon para cada una de las fases del ciclo vital de la especie (invernal, nupcial, nidificación y cría y postnupcial), con el fin de conocer la ocupación del territorio en función del ciclo vital, siendo reclasificados para una mejor interpretación (Tabla 1).

Tabla 1. Reclasificación de los valores de *hot spot* y *cold spot*

Nivel de confianza (%)	Reclasificación
99 y 95	Mayor presencia y mayor agrupación
90, no significativo, -90	Puntual
-99 y -95	Menor presencia y mayor agrupación

Además, para conocer la evolución de la variabilidad interanual de las áreas ocupadas por la especie se calculó el área vital (*core-area*) con las observaciones anuales obtenidas. Este concepto hace referencia a la delimitación de los espacios ocupados por una especie donde desarrolla la mayor parte de su ciclo vital o, lo que es lo mismo, las zonas de uso intensivo por parte de la especie (Vander y Rodgers, 2012). Con esta información se elaboró una cartografía evolutiva que permitió el análisis interanual, por periodo de ciclo vital y sector de estudio.

Por su parte, para establecer el grado de concentración o dispersión mostrado por los individuos de la especie respecto a su distribución, se procedió a realizar un análisis que permitiera cuantificar el nivel de agregación de los puntos con observación de los ejemplares en cada año. Este se realizó mediante el cálculo de la K de Ripley (Ripley, 1977), que permite determinar si las entidades, o los valores asociados a las entidades, exhiben un *clustering* o una dispersión estadísticamente significativos en un rango de distancias (Mitchell, 2005). Este índice se calculó para la población de cada sector anualmente además de para cada periodo vital por año.

4.4. Caracterización del hábitat y análisis de cambios

Para la caracterización del hábitat se utilizaron imágenes de satélite (Landsat 5, Landsat 7 y Landsat 8) y la cartografía disponible del programa SIOSE (Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España: <https://www.siose.es/>), en varias fechas entre el periodo de estudio 2001 a 2016, para poder evaluar los posibles cambios de uso de suelo que hubieran podido afectar al hábitat de *Otis tarda*.

Partiendo de la información ya clasificada y disponible para los años 2005 y 2011 del SIOSE que se tomó como referencia, se procedió a reclasificar las imágenes satélite correspondientes a la época de nidificación y cría (de mayo a junio) de los años 2001 y 2016 (en las que no existe cartografía de ocupación del suelo), para completar el periodo de análisis y contar de esta forma con ventanas temporales homogéneas de 5 años.

El proceso de clasificación de las imágenes satélite, se realizó a través del método supervisado (Chuvienco, 2010), mediante el software “Erdas Imagine” y utilizando una composición de bandas 543. Tras esta primera clasificación, se procedió a reclasificar los mapas obtenidos de usos del suelo para las cuatro fechas analizadas y, crear una nueva cartografía con tan solo dos categorías con las que poder analizar los cambios de hábitat relacionados con la avutarda: una de hábitat óptimo (matorral y seco), y otra de no óptimo (bosque, regadío-ribera, agua, urbano).

4.5. Análisis estadístico

Tras la obtención de todos los datos, se realizó un análisis estadístico para comprobar si las variables de población y de cambios de hábitat estaban relacionadas. El análisis estadístico elegido fue una correlación bivariada con el coeficiente de Pearson. Los datos que se utilizaron para realizar este análisis fueron las tendencias, para poder compararlos. Este análisis se realizó con el programa IBM SPSS Statistics 23.

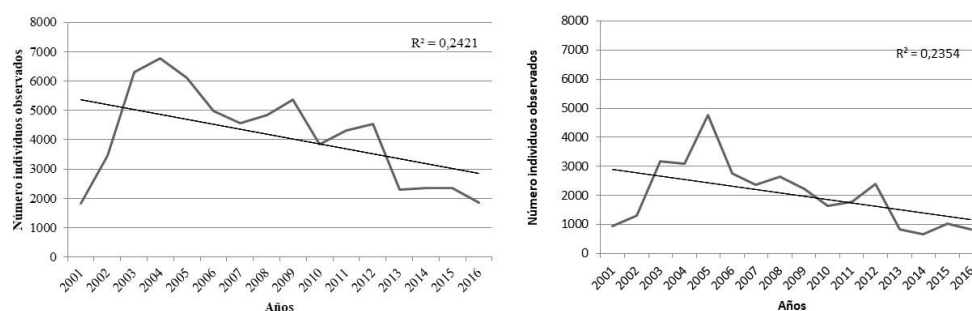
5. RESULTADOS

5.1. Estado de la población de *Otis tarda*

La población total de avutardas en Aragón es muy variable en cuanto al número de individuos observados, aunque se aprecia de forma generalizada una disminución a lo largo de los años en casi todas las zonas donde está presente. El máximo de ejemplares se registró en el año 2004 alcanzando casi los 7.000 individuos. Por el contrario, los valores mínimos se corresponden con los años 2001 y 2016 en los que la población cuenta con un número de individuos por debajo de los 2.000 de ejemplares (Figura 2).

En el área de estudio, se observa también un descenso generalizado del número de individuos observados (Figura 2). La población en 2001 estaba cerca de los 1.000 ejemplares mientras que en los últimos años queda muy por debajo de esta cifra. Los máximos se observan en 2003 (3.000) y 2005 (4.500). La tendencia es negativa al igual que en Aragón ya que en ambos casos hay un claro descenso de la población.

Figura 2. Gráficos de evolución de la población de avutarda (*Otis tarda*)

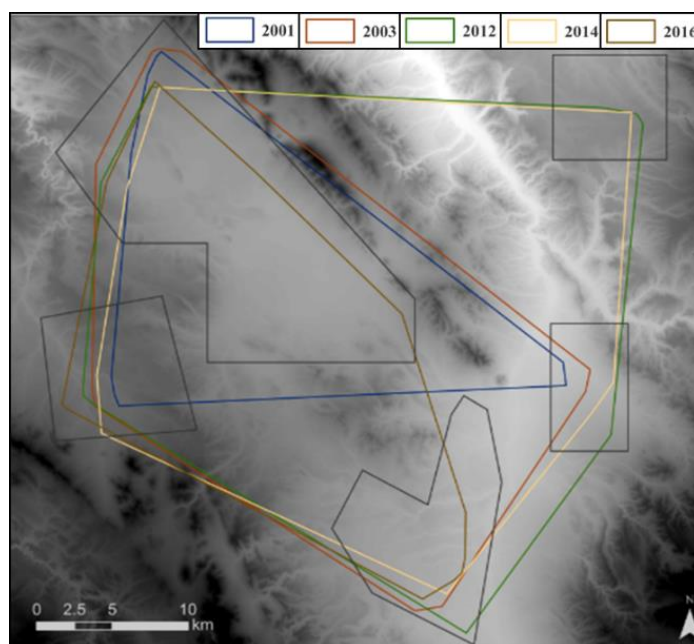


Datos de todo Aragón (izquierda) y zona de estudio (derecha).

5.2. Patrones de ocupación de *Otis tarda*

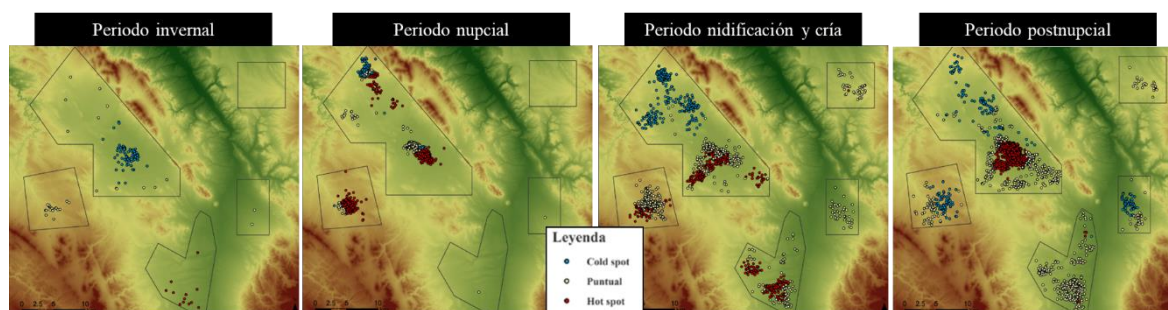
A grandes rasgos, la población de avutarda en la zona de estudio ha ocupado los mismos territorios durante el periodo analizado, con un predominio en cuanto a efectivos de los sectores de Gallocanta y Guadalajara, destacando la incorporación como nuevas zonas a partir del año 2003 de los sectores de Monreal del Campo, Ferrerueta de Huerva y Calamocha, momento en el que el core-área se incrementa y alcanza los 1.000 km² a partir del año 2001 (Figura 3). Esta incorporación no vino acompañada de un incremento de la población, sino que, se produjo de forma paralela al descenso de individuos, constatando una concentración de las observaciones y por tanto una reducción de las áreas vitales en especial de los cinco sectores definidos, que es especialmente significativa en 2015 y 2016 en el que el área vital se llega a reducir hasta los 500 km².

Figura 3. Representación de la evolución del área vital (*core-area*) de la especie en la zona de estudio para el periodo de estudio



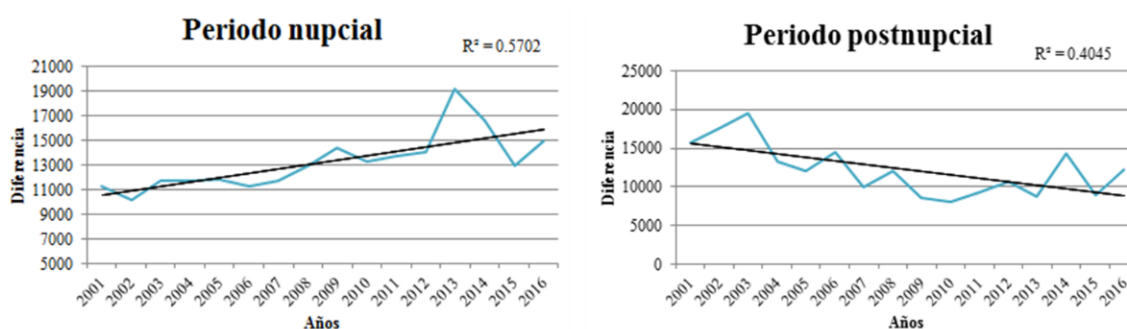
El análisis de los puntos calientes (*hot spot - cold spot*) en relación con el ciclo vital de la especie (Figura 4), muestra la diversa selección del territorio que esta hace. Durante el periodo invernal, el número de individuos desciende en el total de la zona de estudio, concentrándose estos en pocos puntos pero de forma importante del sector de Monreal del Campo, uno de los sectores de nueva aparición, donde se observan los puntos con mayor presencia y mayor agrupación de individuos, frente a Gallocanta con mayor número de puntos pero con menor número de individuos, por el contrario, durante el periodo de nidificación y cría la especie muestra un comportamiento de ocupación más disperso en el área de estudio, con una tendencia temporal negativa leve, aunque no significativa, seleccionando territorios en los sectores de Monreal del Campo, Guadalajara y Gallocanta, donde sí que aparecen enclaves con alta concentración de individuos.

Figura 4. Representación de los *hot spot* y *cold spot* en el área de estudio, para el periodo 2000-2016



Los periodos nupcial y postnupcial son las épocas con mayor presencia de individuos en la zona y con mayor concentración, en especial en el sector de Gallocanta y Guadalajara, aunque este último pierde en importancia en el número de individuos durante el periodo postnupcial. Sin embargo, ambos periodos muestran tendencias significativas contrarias en cuanto a los valores de la K de Ripley para el periodo analizado (Figura 5). Así mientras el periodo nupcial presenta una tendencia positiva a la concentración, el periodo postnupcial presenta un comportamiento negativo, es decir en ambos periodos del ciclo vital se observa una variación interanual opuesta en el comportamiento de ocupación del territorio por parte de la especie.

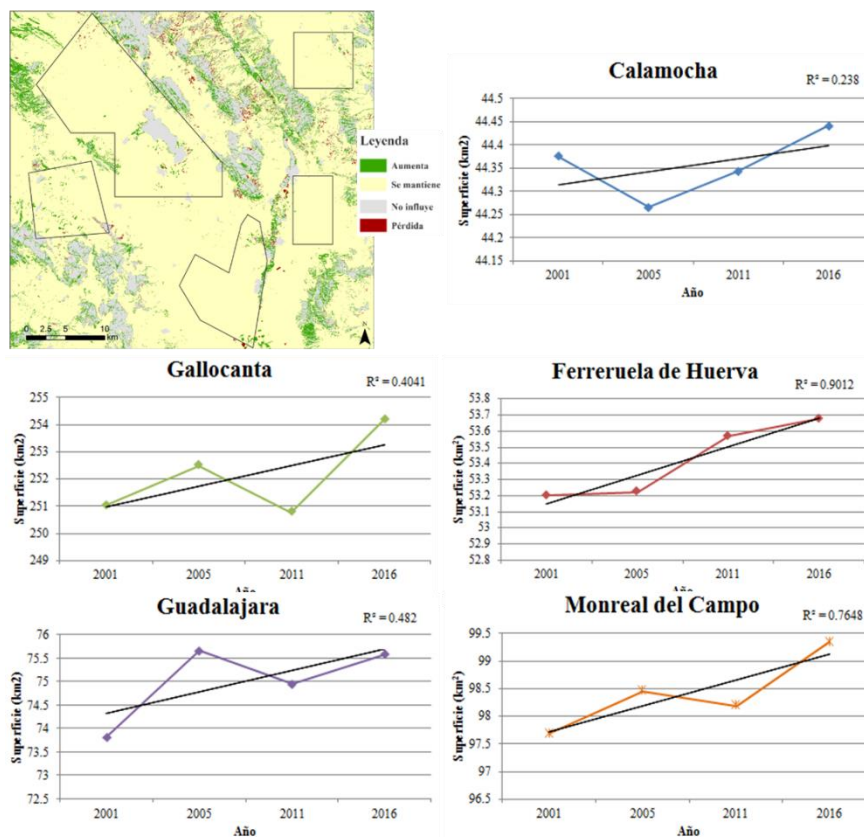
Figura 5. Evolución del valor de la K de Ripley en el área de estudio, para el periodo 200-2016, según el periodo del ciclo vital



5.3. Evolución del hábitat

El análisis diacrónico (2001-2016) de la cubierta de usos de suelos desde el punto de vista del hábitat óptimo de la avutarda en la zona de estudio, no muestra cambios significativos. A lo largo del periodo de estudio no se han constatado cambios relevantes y de forma general el hábitat óptimo sigue ocupando una gran superficie de la zona de estudio (Figura 6). En detalle, los sectores donde se concentra la población de avutardas, muestran como la tendencia en los cambios de uso de suelo es positiva en cuanto al hábitat óptimo se refiere, por lo que se observa un ligero incremento de las superficies favorables a la conservación de la especie.

Figura 6. Cartografía de los cambios de hábitat óptimo y no óptimo y gráficos de evolución del valor de cambio de no óptimo a óptimo por sectores



6. CONCLUSIONES

El estudio ha permitido conocer de una manera más completa el comportamiento poblacional y el patrón de distribución de esta especie en la cuenca de Gallocanta-Valle del Jiloca, poniendo de manifiesto la disminución de la población en la zona de estudio y el mantenimiento de su hábitat. Por otra parte, tras un periodo de recuperación rápida de la superficie de área vital de la especie y aparición de nuevos enclaves, se retorna paulatinamente a una situación similar a la observada en 2001, siendo preocupante esta reducción del área vital y el consiguiente incremento de la concentración de ejemplares.

En la zona de estudio los avistamientos en la época invernal siguen siendo bajos como ya relató Lagares (1987). Este autor achaca esta situación a las bajas temperaturas invernales de este sector, que puedan condicionar a la especie a buscar territorios más favorables climáticamente, sin embargo en este estudio no se ha manejado la variable climática, por lo que no se ha podido dar respuesta a este comportamiento, pero si se ha observado que los años en los que en los sectores de Monreal, Calamocha y Ferreruela en el periodo invernal no hay registros, los inviernos han sido más intensos, por lo que será un aspecto a analizar en próximos trabajos.

La población, como es lógico se ha mostrado con una mayor concentración de ejemplares durante el periodo nupcial, entorno a los *lecks* y áreas de cría, disminuyendo estos valores en el resto de los periodos vitales, fruto de la separación de machos y hembras el resto del ciclo, sin

embargo, la tendencia negativa observada de la concentración, aunque no muy acusada, es alarmante, fruto de la disminución de la superficie ocupada por la especie.

Gallocanta, se muestra como el sector con más presencia y mayor agrupación en todos los periodos vitales, manteniéndose como dice la bibliografía (Palacín *et al.*, 2004; Alonso, Palacín y Martín, 2005), como uno de los dos focos que mayor población de avutarda alberga de Aragón, sirviendo probablemente como foco de dispersión al resto de sectores que albergan una cantidad menor y menos estable.

En cuanto a los usos de suelo se puede concluir que no han variado a lo largo del periodo de estudio o, si lo ha hecho, los cambios han sido mínimos y no apreciables en la imagen satélite. Algunos autores (Osborne, Alonso y Bryant, 2001; Suárez-Seoane, Osborne y Alonso, 2002) han utilizado el cálculo del NDVI o de PCA (Análisis de Componentes Principales) con imágenes AVHRR con resolución de 1 km, que no han podido ser aplicadas en este estudio y que serán tenidas en cuenta en próximos trabajos, ya que a pesar del mantenimiento observado del hábitat óptimo, se han producido cambios en la agricultura, no tanto en los tipos de cultivos, sino de estructura y tipología de los campos (eliminación de los linderos, concentraciones parcelarias o implantación de regadío), que pueden ser motivo de desplazamiento de la especie a otras zonas en las que no se hayan producido este tipo de transformaciones.

Agradecimientos

A la Dirección General de Medio Natural y Gestión Forestal del Gobierno de Aragón, en especial a sus técnicos Joaquín Guerrero y Enrique Pelayo por facilitar en todo momento el acceso a los datos de las especies considerados extremadamente sensibles.

REFERENCIAS

- Alonso, J.C. (Coord.) (2007). *La Avutarda Común en Andalucía*. Jaén: Gypaetus-Junta de Andalucía.
- Alonso, J.C.; Palacín, C. (2010). The world status and population trends of the Great Bustard (*Otis tarda*). *Chinese Birds*, 1: 141-147.
- Alonso, J.C.; Palacín, C.; Martín, C.A. (2003). Status and recent trends of the great bustard (*Otis tarda*) population in the Iberian Peninsula. *Biological Conservation*, 110(2): 185-195. doi:10.1016/S0006-3207(02)00188-X.
- Alonso, J.C.; Palacín, C.; Martín, C.A. (2005). *La Avutarda Común en la Península Ibérica: población actual y método de censo*. SEO/BirdLife: 8-61.
- BOA (2005). Decreto 181/2005, de 6 de septiembre, por el que se regula el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón. *Boletín Oficial de Aragón*, 114, 23 de septiembre de 2005. <http://www.boa.aragon.es/cgi-bin/EBOA/BRSCGI?CMD=VEROBJ&MLKOB=81734540202>
- Chuvieco, E. (2010). *Teledetección ambiental: la observación de la Tierra desde el espacio*. Ariel.
- Getis, A.; Franklin, J. (1987). Second-order neighborhood analysis of mapped point patterns. *Ecology*, 68: 473-477.
- Juana, E. de; Santos, T.; Suárez, F.T.J. (1988). Status and conservation of steppe birds and their habitats in Spain. Birds of Savannas, Steppes and similar habitats. *ICB Technical Publication*, 7: 113-123.
- Lagares Latorre, J.L. (1987). Situación de la Avutarda (*Otis tarda*) en la provincia de Teruel. *Xiloca*, 1: 17.
- López-Jamar, J.; Casas, F.; Díaz, M.; Morales, M.B. (2011). Local differences in habitat selection by Great Bustard *Otis tarda* in changing agricultural landscapes: implications for farmland bird conservation. *Bird Conservation International*, 21: 328-341.
- Madroño, A.; González, C.; Atienza, J.C. (Eds.) (2004). *Libro Rojo de las Aves de España*. Madrid: Dirección General para la Biodiversidad, SEO/BirdLife.



- Martín, C.A.; Martínez, C.; Bautista, L.M.; Martín, B. (2012). Population Increase of the Great Bustard *Otis tarda* in Its Main Distribution Area in Relation to Changes in Farming Practices. *Ardeola*, 59(1): 31-42.
- Mitchell, A. (2005). *La Guía de Esri para el análisis SIG*. Esri Press, Vol. 2.
- Osborne, P.E.; Alonso, J.C.; Bryant, R.G. (2001). Modelling landscape-scale habitat use using GIS and remote sensing: a case study with great bustards. *Journal of Applied Ecology*, 38(2): 458-471.
- Palacín, C.; Alonso, J.C.; Martín, C.; Alonso, J.; Magaña, M.; Martín, B. (2004). Avutarda común, *Otis tarda*. En: Madroño, A.; González, C.; Atienza, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General para la Biodiversidad; SEO/BirdLife: 209-213.
- Palacín, C.; Alonso, J.C. (2008). An updated estimate of the world status and population trends of Great Bustard *Otis Tarda*. *Ardeola*, 1: 13-25. [doi:10.5122/cbirds.2010.0007](https://doi.org/10.5122/cbirds.2010.0007).
- Ripley, B.D. (1977). Modelling Spatial Patterns. *Journal of the Royal Statistical Society*, 39(2): 172-212.
- Suárez-Seoane, S.; Osborne, P.E.; Alonso, J.C. (2002). Large-scale habitat selection by agricultural steppe birds in Spain: identifying species-habitat responses using generalized additive models. *Journal of Applied Ecology*, 39(5): 755-771.
- Vander Wa, E.; Rodgers, A.R. (2012). An individual-based quantitative approach for delineating core areas of animal space use. *Ecological Modelling*, 224: 48-53.

CAMBIOS A LARGO PLAZO EN LA DIVERSIDAD DE UN HUMEDAL ALTERADO: LA COMUNIDAD DE AVES ACUÁTICAS DEL PARQUE NACIONAL DE LAS TABLAS DE DAIMIEL

Diego López de la Nieta González de la Aleja¹, Rafael Ubaldo Gosálvez Rey²
y Máximo Florín Beltrán³

¹ Dpto. Geografía y Ordenación del Territorio. Universidad de Castilla-La Mancha. diegolopezdelanieta@gmail.com

² Dpto. Geografía y Ordenación del Territorio. Universidad de Castilla-La Mancha. Centro Regional de Estudios del Agua. rafaelu.gosalvez@uclm.es

³ Universidad de Castilla-La Mancha. Centro Regional de Estudios del Agua. maximo.florin@uclm.es

RESUMEN

Las Tablas de Daimiel es uno de los referentes de la conservación de los humedales en nuestro país. Paradójicamente, nunca se había abordado una investigación sobre el grupo de fauna que propició su declaración como Parque Nacional, las aves acuáticas. A partir de censos semestrales desde 1980 hasta 2018, cedidos por el Parque Nacional, se ha analizado la evolución de la comunidad de aves acuáticas, se han clasificado los años en función de la riqueza de especies registrada en cada uno mediante un análisis de conglomerados jerárquicos, y se han cuantificado las relaciones entre las variables descriptoras de la comunidad de aves y los parámetros ambientales mediante análisis de correlación lineal. Por último, se analiza también la evolución de las poblaciones de seis especies seleccionadas. Los resultados muestran que se han producido cambios sustanciales en la comunidad de aves acuáticas y en las poblaciones de las especies seleccionadas, pero en contra de lo esperado, la riqueza de especies y la diversidad han aumentado aparentemente en el periodo analizado, y no así el número de individuos, que ha disminuido significativamente. En cuanto a las poblaciones de las especies seleccionadas, todas, menos el pato colorado, han aumentado y/o se han vuelto más estables en el tiempo. Entre los parámetros ambientales que controlan los cambios observados se encuentran las precipitaciones registradas durante el año previo al censo, la extensión de masegares y de herbazales invasores y las concentraciones de clorofila-a y del catión Ca^+ y la DQO.

Palabras clave: diversidad, humedal, aves acuáticas, Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel.

ABSTRACT

Las Tablas de Daimiel is a conservation flagship wetland in Spain. Nonetheless, research on water bird population dynamics, species richness and/or diversity is limited to the unpublished report by Bernis and Compte (1972), despite these communities were a fundamental criterion that led to its declaration as a National Park. This task is accomplished here using biannual censuses between 1980 and 2018, and looking at the dynamics of waterfowl community, classifying years in terms of species richness by cluster analysis, and quantifying relationships between descriptive variables of the bird community and environmental parameters by linear

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

López de la Nieta González de la Aleja, D.; Gosálvez Rey, R.U.; Florín Beltrán, M. (2020). Cambios a largo plazo en la diversidad de un humedal alterado: la comunidad de aves acuáticas del parque nacional de las Tablas de Daimiel. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 557-567.

correlation analysis. Finally, the evolution of the populations of six selected species is also analysed. The results show that there have been substantial changes in the waterfowl community and in the populations of the selected species, but contrary to expectations, species richness and diversity have apparently increased in the period analysed, and not so the number of individuals, which has decreased significantly. As for the populations of the selected species, all but the red-crested pochard have increased and/or become more stable over time. Among the environmental parameters that control the changes observed are the amount of rainfall recorded in the year prior to each census, the extent of sawgrass formations and invasive grasslands, the concentrations of chlorophyll-a and the Ca^+ cation, and COD.

Keyword: diversity, wetland, waterfowl, Tablas de Daimiel National Park.

1. INTRODUCCIÓN

Los humedales son unos de los sistemas naturales más amenazados del planeta afectados por numerosos impactos negativos provocados por las actividades humanas, por ello, se han multiplicado las iniciativas y políticas para conservarlos, como fue el Convenio Ramsar sobre Humedales aprobado en 1971 (Bernués y Torán, 2001).

Desde el punto de vista geográfico, los estudios sobre diversidad biológica son relativamente recientes, abordándose desde dos perspectivas: la descriptiva y la analítica (Sala y Batalla, 1996; Bejarano y Rubio Recio, 1999).

El objetivo principal de este trabajo es el análisis de la dinámica en el tiempo de la comunidad de aves acuáticas en el Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel, con especial referencia a la diversidad, planteándose tres objetivos: (i) describir los patrones de evolución temporales de la comunidad de aves acuáticas del Parque Nacional; (ii) analizar si ha cambiado o no la comunidad de aves acuáticas en el periodo de tiempo establecido para este humedal; y (iii) determinar cuáles son los factores ambientales que influyen en esta comunidad.

Las hipótesis planteadas son: (1) la comunidad de aves acuáticas ha cambiado debido a alteraciones sustanciales en el ambiente que se concretan en un descenso de la riqueza, la abundancia y la diversidad y en un aumento de la dominancia; y (2) la pérdida de cantidad y calidad de las aguas en Las Tablas de Daimiel ha reducido la complejidad de la comunidad de aves, de tal manera que a menor superficie encharcada, mayor estacionalidad de las aguas y su contaminación han debido reducir la riqueza, la abundancia y la diversidad.

2. ÁREA DE ESTUDIO. EL PARQUE NACIONAL DE LAS TABLAS DE DAIMIEL

Las Tablas de Daimiel se localizan en la parte más occidental de la Llanura manchega, cuenca sedimentaria sobre la que se ha desarrollado un complejo de lagunas y humedales de orígenes diversos conocidos como La Mancha Húmeda. Su declaración como Parque Nacional lo fue el 28 de junio de 1973, teniendo además otras figuras de reconocimiento o protección como ser núcleo de la Reserva de la Biosfera (1981), Humedal RAMSAR (1982, UNESCO) o lugar de la Red Natura 2000.

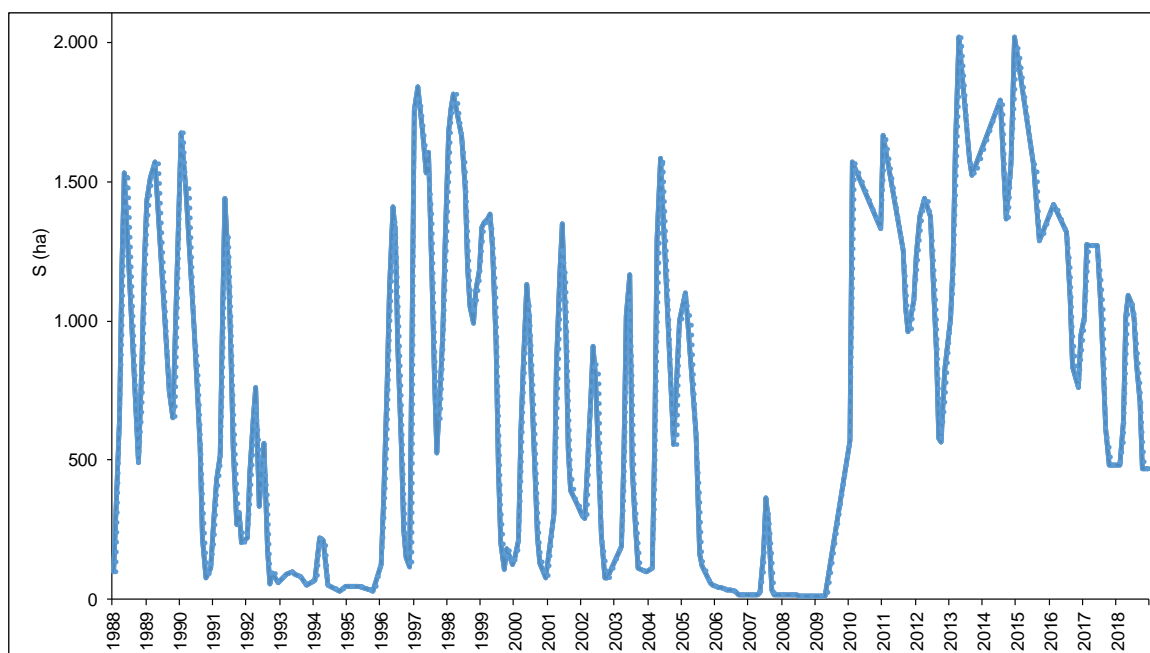
El Parque Nacional es un conjunto de tablas fluviales de escasa profundidad y de hidropereodo estacional, desarrolladas en un contexto litológico dominado por calizas y margas del Plioceno superior (Sánchez-Carrillo, 1998). En Las Tablas de Daimiel el régimen hidrológico natural se caracterizaba por un equilibrio dinámico en el que la entrada de agua procedería de la lluvia, de la escorrentía superficial y de los flujos laterales de aguas

subterráneas de otros acuíferos, mientras que la salida sería por el drenaje del acuífero en las zonas de descarga y por la evapotranspiración (Mejías, 2014), funcionamiento natural que se ha visto perturbado por la sobreexplotación de los recursos hídricos por una agricultura intensiva. Como se puede observar en la Figura 1, la superficie encharcada del Parque entre los años 1988 y 2018 presenta importantes fluctuaciones interanuales, pudiendo distinguir tres hidroperiodos húmedos y dos secos.

La vegetación acuática se caracterizaba por grandes extensiones de macrófitos sumergidos (ovas *Chara sp.*, nenúfares, etc.) y de “masegones” *Cladium mariscus* presentado estos últimos la mayor superficie de la Península Ibérica (Cirujano, 1998; Álvarez-Cobelas, Cirujano y Sánchez-Carrillo, 2001). En la actualidad esta situación ha cambiado radicalmente, ya que se ha perdido casi toda la cobertura de masegares en favor del carrizo. Otro tipo de vegetación que se ha visto muy favorecida ha sido la anual y nitrófila, de carácter ruderal, muy ligada a la pérdida de la lámina de agua (Cirujano, Álvarez-Cobelas, y Sánchez-Carrillo, 2010). En cuanto a las ovas, están muy condicionadas por la calidad de las aguas y el efecto de la presencia de peces invasores, siendo sustituidas por masas de algas verdes filamentosas, claro indicador de procesos de eutrofización (Laguna *et al.*, 2016).

Figura 1. Evolución de la superficie encharcada del Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel (1988-2018)

Fuente: elaboración propia a partir de datos del Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel.



Un último problema muy importante es el de la contaminación de las aguas de este humedal, pudiendo diferenciarse dos tipos de fuentes contaminantes: las aguas residuales e industriales y la contaminación difusa de origen agrario. En ambos casos se genera un exceso de nutrientes que favorece los procesos de eutrofización y botulismo (Mateo *et al.*, 2017; Sánchez-Ramos, Sánchez-Emeterio y Florín, 2016). En la tabla 1 se muestra la evolución de diferentes parámetros fisicoquímicos de las aguas del Parque Nacional.

Tabla 1. Caracterización fisicoquímica de las aguas del Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel

Fuente: ^aCirujano *et al.* (1995); ^bAranda, García y Martín-Montalvo (1993); ^cBerzas *et al.* (2000); ^dAnza (2014); ^eLaguna *et al.* (2016)

Años	1988 ^a	1989 ^b	1992 ^b	1996 ^c	1997 ^c	2010 ^d	2013 ^e
Ca (mg/l)	564,00	699,30	557,30	602,00	490,25	294,00	417,00
Mg (mg/l)	267,60	349,20	226,80	834,50	469,50	165,60	676,00
Na (mg/l)	200,10	217,70	245,30	834,25	431,00	49,68	
K (mg/l)	19,50	19,50	19,50	25,98	16,30	2,73	
SO ₄ (mg/l)	2.409,60			3.684,75	2.454,25		
Cl (mg/l)	433,10	484,00	446,12	1.814,75	917,75	118,93	
HCO ₃ (mg/l)	128,13	117,80	203,20	435,50	316,50		
Cond (mS/cm)	3,60	4,16	512	9,12	5,46	2,40	2,32
NO ₃ (mg/l)	2,00	22,71	2,00	3,93	9,07	3,03	
DQO (mg O ₂ /l)	52,00	49,10	34,50	32,83	25,50		
CHL-a (mg/m ³)	21,90	21,70	82,00			19,80	8,50
pH	8,00	7,43	7,73	8,15	7,13	7,80	7,80

3. OBTENCIÓN Y TRATAMIENTO DE LOS DATOS

La recopilación de datos se ha realizado a través de fuentes estadísticas, correspondiendo a censos de aves no publicados (periodo 1980-2018), datos de precipitación y superficie inundada facilitados por la dirección del Parque Nacional; cartográficas, como los datos de vegetación obtenidos de Cirujano, Álvarez-Cobelas, y Sánchez-Carrillo (2010), y bibliográficas, para la obtención de los datos hidroquímicos. Los parámetros descriptores de la comunidad de aves acuáticas se han medido a partir de cuatro variables: riqueza (R), abundancia (A), diversidad (H') y dominancia (D). Además, se ha comprobado el comportamiento en el tiempo de una serie de especies de interés: taxones amenazados (Garza imperial y Avetoro común), un especialista (Aguilucho lagunero occidental), un bioindicador (Pato colorado) y dos especies de interés para la conservación del propio humedal (Ánsar común y la Gaviota sombría). La diversidad se ha calculado a partir de un índice de equidad ampliamente utilizado en biogeografía, el Índice de Shannon (1948), que expresa la uniformidad de los valores de todas las especies presentes en una comunidad (Moreno, 2000), variando en la mayoría de los sistemas naturales entre 0,5 y 5 bits/individuos (Pla, 2006). La dominancia se ha calculado a partir del Índice de Simpson (1949), índice que manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una comunidad sean de la misma especie (Moreno, 2000). El cambio en el tiempo de la comunidad de aves se ha abordado mediante un análisis clúster, utilizando como método de agrupación el enlace promedio dentro de los grupos, y aplicando como medida el índice de similitud de Jaccard para la riqueza de especies (Hallfater, Moreno y Pineda, 2000), cuyos valores varía entre 0 (cuando no hay especies compartidas entre ambos años) y 1 (cuando los dos años presentan la misma composición de especies). El resultado es un dendrograma en el que se puede distinguir grupos de años en función del índice de Jaccard para la riqueza, lo que nos permite comprobar si la comunidad ha cambiado a lo largo del periodo analizado (1980-2018). Esta forma de proceder nos permite analizar el grado de reemplazamiento de especies en una comunidad biológica, lo que se conoce como diversidad β . Por último, se analizan las relaciones que se establecen entre

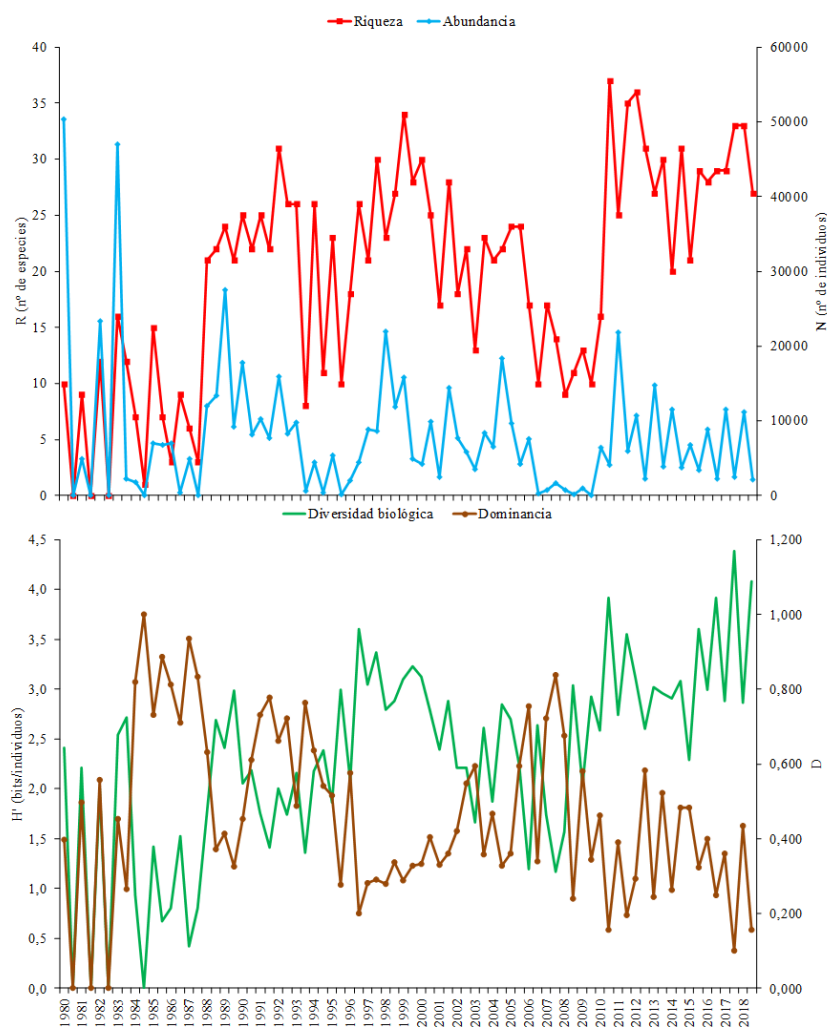
la comunidad de aves acuáticas y los factores ambientales. La falta de datos consistentes en el tiempo de los factores ambientales nos ha llevado a calcular una matriz de correlaciones de Pearson, obtenidas mediante el paquete estadístico SPSS. El resultado se representa mediante un diagrama de red de relaciones, éste se compone de una serie de nodos (variables) vinculados mediante líneas de relaciones que expresan la fuerza y la significación estadística de las mismas a través de la prueba *t de student*, incluyendo en la red solo las relaciones más significativas (Margalef, 1980).

4. LAS AVES ACUÁTICAS EN LAS TABLAS DE DAIMIEL: COMPOSICIÓN Y PATRONES TEMPORALES

El número total de especies de aves acuáticas observadas con regularidad en el periodo 1980-2018 es de 58, mostrándose en la figura 2 la evolución temporal de los parámetros de la comunidad de aves acuáticas (riqueza, abundancia, dominancia y diversidad).

Figura 2. Evolución de la riqueza (R) y abundancia total (N) y de la diversidad (H') y dominancia (D) en el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel (1980-2018)

Fuente: elaboración propia a partir de los datos del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel.



En cuanto a la riqueza, se puede observar como en el periodo de estudio se pasa de 10 especies en 1980 a más de 25 en 2018, presentando un comportamiento fluctuante y en sentido contrario a la evolución de la abundancia. Esta última ha disminuido en ese mismo intervalo de tiempo, pasando de 50.410 individuos en 1980 a 2170 en 2018. En el caso de la diversidad y la dominancia total, se constata cómo entre 1980 y 2018 la primera aumenta, aunque con fluctuaciones, pasando de 2,4 bits/individ. a 3,9, mientras que la dominancia disminuye en ese mismo periodo. En consecuencia, tras 38 años de seguimiento Las Tablas de Daimiel albergan menos individuos, pero atraen a más especies y es más diverso.

En cuanto a las especies de aves seleccionadas (Figura 3) se pueden agrupar en cuatro grupos. El primero se compone solo del Pato colorado *Netta rufina*, especie muy vinculada a la presencia de plantas macrófitas sumergidas como la ova (Maestre y Barrio, 2008), cuya evolución demográfica en Las Tablas de Daimiel ha sido regresiva, siendo la única especie que no se recupera.

El segundo grupo contaría con el Avetoro común *Botaurus stellaris* y la Garza imperial *Ardea purpurea*, aves amenazadas que se encuentran solo en el periodo reproductor y que están muy ligadas a la presencia de peces (Maestre y Barrio, 2008). Las dos presentan una evolución ascendente, pero con importantes fluctuaciones, donde hay años en los que no se contabiliza ningún individuo, cuando no hay agua, y otros donde se registran más de 250 individuos (Garza imperial en 2016).

El tercer grupo se compone solo del Aguilucho lagunero occidental *Circus aeruginosus*, la única rapaz ligada a medios húmedos, alimentándose de pequeños y medianos vertebrados que localizan en los humedales (Maestre y Barrio, 2008). Su población en el Parque Nacional presenta una tendencia positiva, con un fuerte incremento en este periodo de estudio.

El último grupo consta del Ánsar común *Anser anser* y la Gaviota sombría *Larus fuscus*. El primero se puede observar durante todo el año y ha visto un significativo incremento en su población, sobre todo a partir de 2010, llegando a albergar este humedal más de 600 individuos en enero 2018. La Gaviota sombría, por el contrario, se encuentra solo en invierno y ha tenido igualmente una tendencia positiva, apareciendo por primera vez en el año 2000, pero de manera más continuada desde 2010, registrándose 700 individuos en el año 2018. Esta especie está muy ligada a los vertederos de residuos sólidos urbanos y a la presencia de embalses y otras masas de agua permanentes (Maestre y Barrio, 2008).

5. FACTORES AMBIENTALES QUE INFLUYEN EN LA COMUNIDAD DE AVES ACUÁTICAS DEL PARQUE NACIONAL DE LAS TABLAS DE DAIMIEL

5.1. ¿Ha cambiado la comunidad de aves acuáticas en el Parque Nacional?

La riqueza, abundancia, diversidad y dominancia, e incluso las poblaciones de las seis especies seleccionadas, han mostrado cambios a lo largo del periodo de estudio. Para constatar las variaciones temporales de la riqueza de especies en este humedal se ha procedido a representar en dos dendrogramas los agrupamientos de años en base a la riqueza de especies, tanto en el periodo invernal como reproductor (Figura 4). En ambos casos se obtuvo como resultado tres grupos principales, grupos que representarían cambios en la riqueza de especies, siendo especialmente llamativos los cambios detectados en invierno, pues cada grupo representa una década (grupo A los años 80, grupo B los 90 y grupo C los 2000). En el periodo estival también se identifican tres grupos, siendo el A el que agrupa a la década de 2010, el grupo B un popurrí de todas las décadas y el grupo C los años 1993-1995 y 2008-2009 (años

muy secos). Estos agrupamientos de años se atribuyen a la falta de agua y/o la pérdida de calidad de esta, lo que ha favorecido a unas especies frente a otras.

Figura 3. Evolución de las poblaciones de las especies seleccionadas en el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel (1980-2018)

Fuente: elaboración propia a partir de los datos del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel.

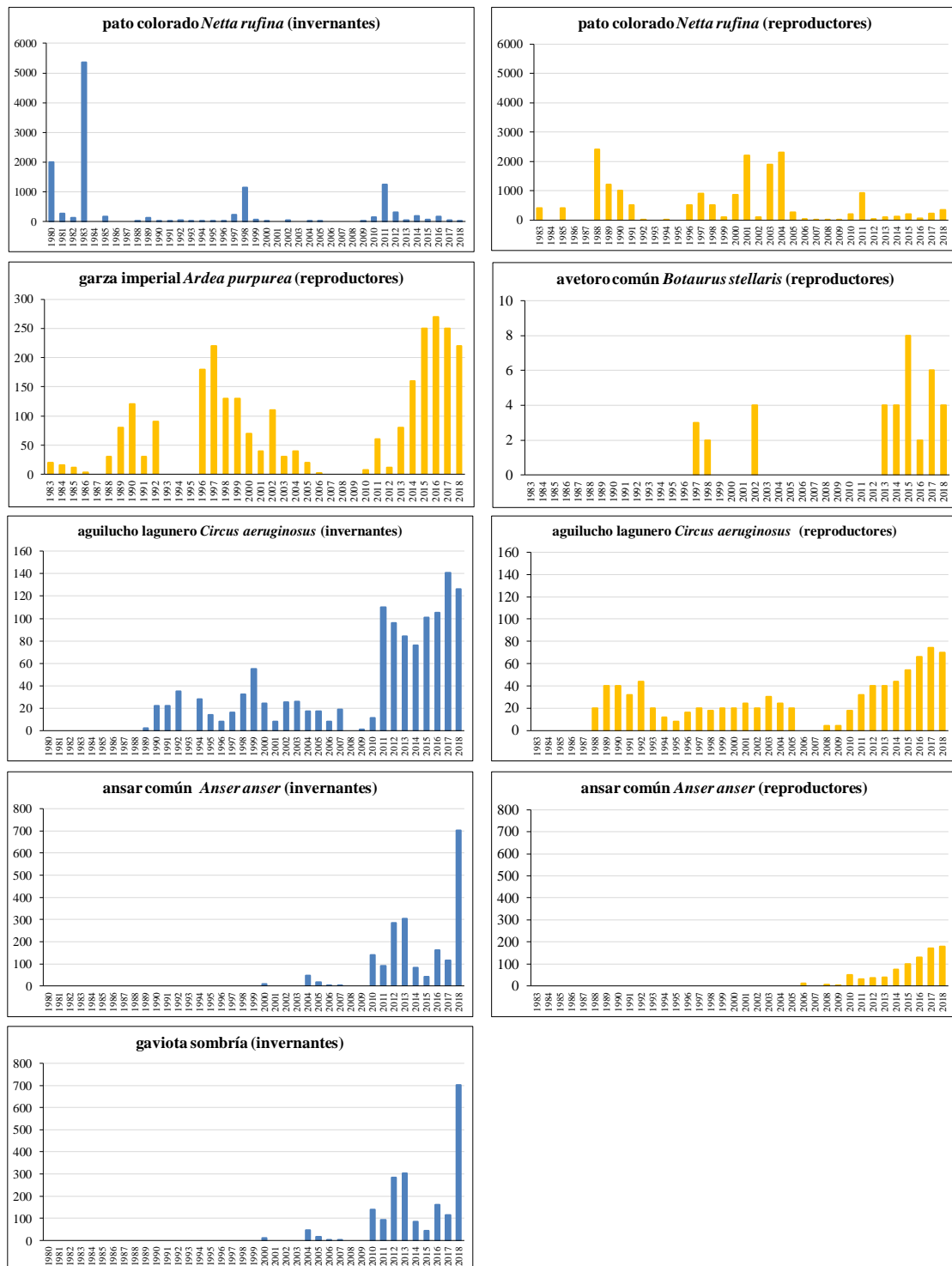
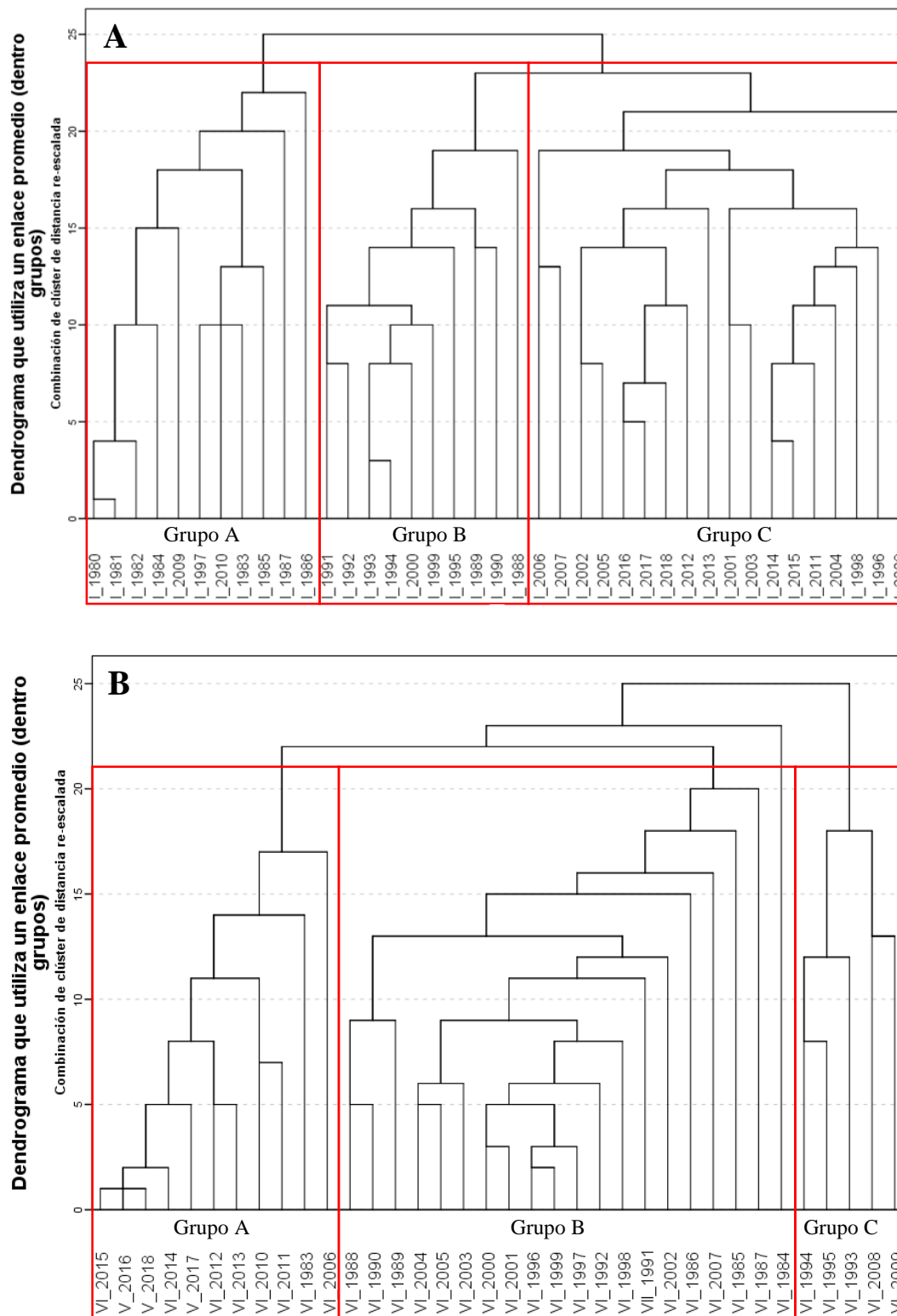


Figura 4. Clasificación temporal de la riqueza de aves acuáticas en el Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel para el periodo invernal (A) y estival (B) (1980/83-2018)

Fuente: elaboración propia a partir de los datos del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel.



5.2. Factores ambientales que influyen en la comunidad de aves acuáticas

La figura 5 muestra las relaciones con significación estadística que se establecen entre los parámetros de la comunidad de aves y las variables ambientales, existiendo de nuevo una clara diferenciación de las relaciones entre los periodos invernal y estival, siendo más complejas en este último.

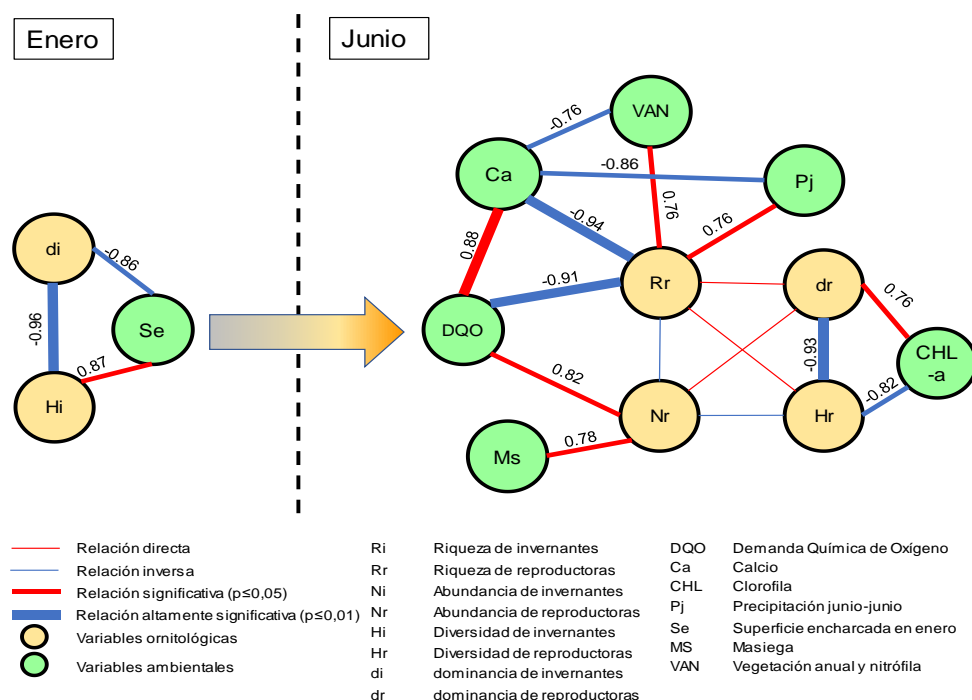
La superficie encharcada presenta una clara relación con la riqueza, abundancia, diversidad y dominancia, de tal manera que en los periodos húmedos la riqueza y la dominancia aumenta, mientras que la abundancia y diversidad disminuyen. En los periodos secos sucede lo contrario, con la diferencia de que la abundancia también baja.

La disponibilidad de agua en Las Tablas de Daimiel condiciona, por lo tanto, a los parámetros de la comunidad de aves acuáticas, tal y como se ha demostrado en otros humedales (Robledano, Montes, Ramírez-Díaz, 1992; Lavado, 1996).

La demanda química de oxígeno (DQO en adelante) y el calcio afectan negativamente a la riqueza, debido a que estos parámetros son indicadores de contaminación de las aguas, impidiendo el desarrollo de praderas de ovas y simplificando el plancton y bentos. La riqueza, por su parte, se ve condicionada positivamente por la vegetación anual y nitrófila y con las precipitaciones registradas en el año anterior. La clorofila-a afecta de manera negativa a la diversidad al favorecer los procesos de eutrofización, suponiendo un indicador de aguas contaminadas. Sin embargo, la DQO hace que aumente la abundancia, posiblemente porque favorece a unas pocas especies generalistas o más resilientes en detrimento de las especialistas o más sensibles a la contaminación de las aguas.

Figura 5. Coeficientes de correlación de Pearson significativos entre variables ambientales y los parámetros de la comunidad de aves acuáticas en el Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel

Fuente: elaboración propia a partir de los datos del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel.



6. CONCLUSIONES

En este trabajo se ha abordado por primera vez los cambios a largo plazo de la comunidad de aves acuáticas en el Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel. Este análisis ha girado en torno al establecimiento de dos hipótesis principales, cuyo cumplimiento se indica a continuación:

- 1^a) Ha habido un cambio en la comunidad de aves acuáticas (SI), provocado por alteraciones en el ambiente (SI), reflejándose en un descenso de la riqueza (NO), abundancia (SI) y diversidad (NO) y en un aumento de la dominancia (NO), favoreciendo la aparición de aves generalistas (SI).
- 2^a) La pérdida de superficie encharcada y la peor calidad de las aguas, ha provocado una reducción de la riqueza (NO), abundancia (SI) y diversidad (NO).

Los análisis realizados permiten concluir que se han producido cambios tanto en la comunidad de aves acuáticas como en las poblaciones de las seis especies seleccionadas. La riqueza y la diversidad se han visto incrementadas, mientras que la abundancia y dominancia han disminuido. En cuanto a las especies seleccionadas, hay que enfatizar el claro descenso de las poblaciones de Pato colorado, lo que se atribuye a que esta anátida constituye el mejor bioindicador del Parque Nacional. No se puede descartar la posible influencia de los equipos de censos y con ello la diferencia del esfuerzo con el que se realizaron (mejores equipos, censadores más cualificados o mejor planificación).

La presencia de agua en el humedal, la DQO, la clorofila-a, el calcio, las coberturas espaciales de la masiega y de la vegetación anual y nitrófila y las precipitaciones de un año previas al censo condicionan la aparición de las aves, afectando a la riqueza, la abundancia, la diversidad y la dominancia, sobre todo en el periodo estival.

REFERENCIAS

- Álvarez-Cobelas, M.; Cirujano, S.; Sánchez-Carrillo, S. (2001). Hydrological and botanical man-made changes in the Spanish wetland of Las Tablas de Daimiel. *Botanical Conservation*, 97: 89-98.
- Anza, I. (2014). *Epidemiología del botulismo aviar en Las Tablas de Daimiel y otros humedales de Castilla-La Mancha*. Ciudad Real: Universidad de Castilla-La Mancha: Tesis Doctoral inédita.
- Aranda, G. de; García, J.; Martín-Montalvo, J.M. (1993). Evolución de la calidad de las aguas en el P.N. de Las Tablas de Daimiel (Ciudad Real) durante el periodo comprendido desde 1988 a 1993. *Ecología*, 7: 503-5019.
- Bejarano, R.; Rubio-Recio, J.M. (1999). Biogeografía: una revisión sobre su papel, su trayectoria y sus contenidos. *Estudios Geográficos*, 60(237): 545-578.
- Bernués, M.; Torán, T. (2001). *El Plan Estratégico Español para la conservación y el uso racional de los humedales, en el marco de los ecosistemas acuáticos de que dependen*. Santander: Fundación Marcelino Botín.
- Berzas, J.J.; García F.L.; Rodríguez, F.C.; Martín-Álvarez, P.J. (2000). Evolution of the water quality of a managed natural wetland: Tablas de Daimiel National Park (Spain). *Pergamon*, 12: 3161-6170.
- Cirujano, S. (1998). Flora y vegetación. En: García, V. (Coord.). *Parque Nacional de las Tablas de Daimiel*. Talavera de la Reina: Esfagnos: 81-132.
- Cirujano, S.; Álvarez-Cobelas, M.; Sánchez-Andrés, S. (2010). Macrophyte ecology and its long-term dynamics. En: Sánchez-Carrillo, S.; Angeler, D.G. (Eds.). *Ecology of threatened semi-arid wetlands*. Madrid: Springer:175-195.
- Hallfter, G.; Moreno, C.E.; Pineda, E.O. (2000). *Manual para evaluación de la biodiversidad en Reservas de la Biosfera*. Zaragoza: CYTED; ORCYT-UNESCO; SEA.
- Laguna, C.; López-Perea, J.J.; Viñuela, J.; Florín, M.; Feliu, J.; Chicote, A.; Cirujano, S.; Mateo, R. (2016). Effects of invasive fish and quality of water and sediment in macrophytes biomass, and their



- consequences for the waterbird community of a Mediterranean floodplain. *Science of the Total Environment*, 551-552: 513-521.
- Lavado Contador, J.F. (1996). *Estructura, ritmos y sucesión en la comunidad de aves acuáticas del Embalse de Arrocampo*. Badajoz: Universidad de Extremadura.
- Maestre, J.; Barrio, F. (Dir.) (2008). *La enciclopedia de las aves de España*. Madrid: SEO/BirdLife y Fundación BBVA.
- Margalef, R. (1980). *La Biosfera, entre la termodinámica y el juego*. Barcelona: Omega.
- Mateo, R.; Laguna, C.; Rivetti, C.; López-Perea, J.J.; Barata, C.; Piña, B.; Eljarrat, E.; Barceló, D.; Viñuela, J.; Cirujano, S.; Chicote, A.; Florín, M. (2017). Evaluación del impacto ambiental de la contaminación química en la avifauna de las Tablas de Daimiel. En: Amengual, P. (Ed.). *Proyectos de investigación en Parques Nacionales: 2012-2015*. Madrid: Organismo Autónomo Parques Nacionales, Series Naturaleza y Parques Nacionales, Investigación en Red: 379-398.
- Mejías, M. (2014). El agua, protagonista a través de los siglos. En: Mejías, M. (Coord.). *Las Tablas y los Ojos del Guadiana: agua, paisaje y gente*. Madrid: IGME:17-66.
- Moreno, C.E. (2000). *Métodos para medir la biodiversidad*. Zaragoza: CYTED, ORCYT- UNESCO y SEA.
- Pla, L. (2006). Biodiversidad: inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia*, 8: 583-590.
- Robledano Aymerich, F.; Montes Del Olmo, C.; Ramírez-Díaz, L. (1992). *Relaciones ambientales y conservación de las comunidades de aves acuáticas en la gestión de los humedales del sudeste español*. Murcia: Universidad de Murcia.
- Sala, M.; Batalla, R.J. (1996). *Teoría y métodos en Geografía Física*. Madrid: Síntesis.
- Sánchez-Carrillo, S. (1998). Geología y Geomorfología. En: García, V. (Coord.). *Parque Nacional de las Tablas de Daimiel*. Talavera de la Reina: Esfagnos: 21-46.
- Sánchez-Ramos, D.; Sánchez-Emeterio, G.; Florín, M. (2016). Changes in water quality of treated sewage effluents by their receiving environments in Tablas de Daimiel National Park, Spain. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 23: 6082-6090.
- Shannon, C.E. (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*, 27: 379-423.
- Simpson, E.H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688.

CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD
XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía
Santander (Cantabria), 22-25 junio de 2020



CONTRIBUCIÓN PALEOAMBIENTAL A LA SECTORIZACIÓN BIOGEOGRÁFICA DE LA SIERRA DE GREDOS (ÁVILA, SISTEMA CENTRAL): EL SUBSECTOR PARAMERO-SERROTENSE COMO CASO DE ESTUDIO

José Antonio López-Sáez¹, Daniel Sánchez-Mata², Francisca Alba-Sánchez³,
Reyes Luelmo-Lautenschlaeger^{1,4}, Rosario G. Gavilán², Sebastián Pérez-Díaz⁵ y Daniel Abel-Schaad³

¹ Instituto de Historia, CSIC. joseantonio.lopez@cchs.csic.es, reyes.luelmo@cchs.csic.es

² Dpto. Biología Vegetal II, Universidad Complutense. dsmata@ucm.es, rgavilan@ucm.es

³ Dpto. Biología Vegetal, Universidad de Granada. falba@ugr.es, dabel222@hotmail.com

⁴ Dpto. Geografía, Universidad Autónoma de Madrid.

⁵ Dpto. Geografía, Urbanismo y O.T., Universidad de Cantabria. sebastian.perezdiaz@unican.es

RESUMEN

Veintitrés muestras de lluvia polínica actual, procedentes de distintas comunidades de pino albar (*Pinus sylvestris* var. *iberica*) de las sierras de Gredos y Guadarrama (Sistema Central), así como tres registros de polen fósil del Subsector Paramero-Serrotense de la Sierra de Gredos, fueron analizadas palinológica y estadísticamente (mediante análisis de clúster jerárquico y análisis de componentes principales) para establecer correlaciones entre sus espectros polínicos. Los resultados muestran cómo los pinares que en el pasado poblaron el Subsector Paramero-Serrotense de la Sierra de Gredos guardan una enorme afinidad con espectros polínicos procedentes de los actuales pinares guadarrámicos, lo que nos permite proponer la reubicación biogeográfica de dicho subsector dentro del Sector Guadarrámico. Nuestro estudio supone una contribución a la sectorización biogeográfica de las montañas del centro de la península Ibérica y puede ser aplicado a aquellos territorios con problemáticas similares.

Palabras clave: Sierra de Gredos, biogeografía, lluvia polínica actual, *Pinus sylvestris*, análisis multivariantes.

ABSTRACT

Twenty-three modern pollen rain samples from different Scots pine communities (*Pinus sylvestris* var. *iberica*) in the Iberian Central System (Gredos and Guadarrama ranges), as well as three fossil pollen records from the Paramero-Serrotense Subsector of the Gredos range, were palynologically and statistically analyzed (using hierarchical cluster analysis and principal component analysis) to derive correlations between pollen assemblages. The results show how pine forests, that in the past populated the Paramero-Serrotense Subsector of the Gredos range, have a great affinity with pollen spectra coming from the current Guadarrama range pine forests, which allows us to propose the biogeographical relocation of this subsector within the Guadarramean Sector. Our study is a contribution to the biogeographical sectorization of central Iberian mountains and can be applied to those territories with similar problems.

Keywords: Gredos Range, biogeography, modern pollen rain, multivariate analyses.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

López-Sáez, J.A.; Sánchez-Mata, D.; Alba-Sánchez, F.; Luelmo-Lautenschlaeger, R.; Gavilán, R.G.; Pérez-Díaz, S.; Abel-Schaad, D. (2020). Contribución paleoambiental a la sectorización biogeográfica de la Sierra de Gredos (Ávila, Sistema Central): el Subsector Paramero-Serrotense como caso de estudio. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 569-578.

1. INTRODUCCIÓN

La Sierra de Gredos es un macizo granítico de 140 km de longitud que forma parte del Sistema Central español e incluye sus máximas altitudes (Pico Almanzor, 2.592 m s.n.m.). Constituye uno de los centros de biodiversidad más importantes de la península Ibérica y uno de los *hotspot* filogeográficos más significados del Mediterráneo, por su intensa historia biogeográfica y larga tradición de integración entre los ecosistemas naturales y las actividades humanas (Blanco *et al.*, 1997). Fue un refugio genético pleistoceno, una importante encrucijada en migraciones de especies y un centro de activa especiación (Rubiales *et al.*, 2017).

Las zonas más elevadas de Gredos pertenecen a la Subprovincia Carpetano-Leonesa, la cual en Gredos engloba tres sectores: Salmantino, Guadarrámico y Bejarano-Gredense. En el seno de este último se ha incluido tradicionalmente el Subsector Paramero-Serrotense (Rivas-Martínez, 1987, 2007; Rivas-Martínez *et al.*, 1987, 2002, 2017; Sánchez-Mata, 1989), que comprendería las montañas vernáculamente conocidas como Las Parameras de Ávila (Distrito Paramero Abulense) y La Serrota (Distrito Serrotense); en base a sus afinidades florísticas con otras zonas elevadas de los macizos Central y Oriental de Gredos (Subsector Gredense) y de la Sierra de Béjar o Gredos Occidental (Subsector Bejarano-Tormantino). Estas afinidades se han basado generalmente en la predominancia en el piso bioclimático oromediterráneo [(1.400)1.750/1.800-2.000(2.300) m s.n.m.] de los tres subsectores de una vegetación típica de piornal (*Cytisus oromediterraneus*) y enebral rastrero (*Juniperus communis* subsp. *alpina*).

No obstante, mientras que en los subsectores Gredense y Bejarano-Tormantino los piornales incluyen constantemente al cambrión (*Echinopartum barnadesii* subsp. *barnadesii*) y *Festuca elegans* subsp. *merinoi*, no ocurre lo mismo en el Subsector Paramero-Serrotense, ni tampoco en el Sector Guadarrámico igualmente perteneciente a la misma Subprovincia Carpetano-Leonesa, donde en cambio aparecen especies de ámbitos más orientales en el Sistema Central como *Juniperus communis* subsp. *hemisphaerica* y *Festuca braun-blanquetii* (Sánchez-Mata, 1989; Fuente y Ortúñez, 2001; Rivas-Martínez *et al.*, 2001, 2002).

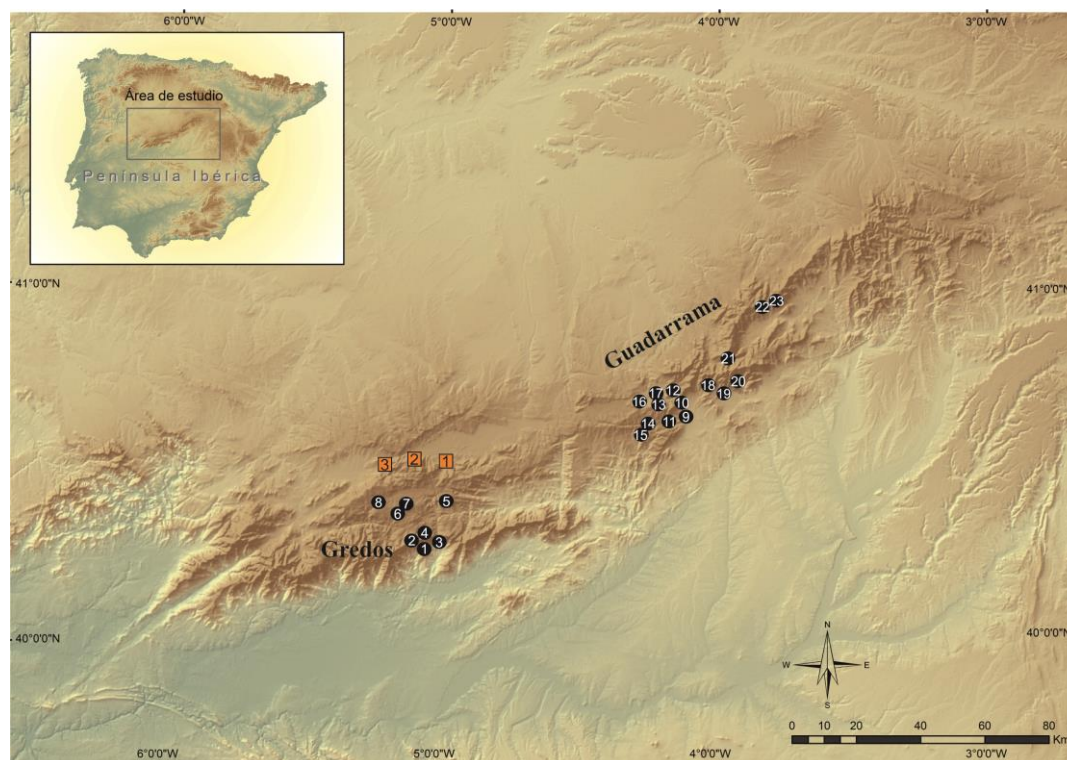
Estos hechos han motivado que ciertos autores soliciten la revisión de la ubicación biogeográfica del Subsector Paramero-Serrotense (Sánchez-Mata, 1999, 2015). Tales circunstancias vienen sobre todo motivadas porque los ámbitos montañosos de Las Parameras y La Serrota fueron fuertemente deforestados durante la Prehistoria reciente (López-Sáez *et al.*, 2014, 2018a, 2018c) y actualmente no quedan en ellos vestigios de los bosques primigenios, probablemente pinares de *Pinus sylvestris* var. *iberica*, que en cambio sí están presentes en otros territorios gredenses y han sido recientemente caracterizados desde un punto de vista fitosociológico y palinológico (López-Sáez *et al.*, 2013, 2016a).

En el presente trabajo llevamos a cabo un estudio comparativo entre registros fósiles del Subsector Paramero-Serrotense y muestras de lluvia polínica actual tomadas en bosques de pino albar de las sierras de Gredos y Guadarrama. El objetivo de esta investigación es determinar la correcta ubicación biogeográfica del Subsector Paramero-Serrotense en el seno de la Subprovincia Carpetano-Leonesa. Este tipo de metodología ha mostrado ser sumamente efectiva en la caracterización biogeográfica y fitosociológica de los bosques del Sistema Central a partir de estudios de lluvia polínica actual (López-Sáez *et al.*, 2010, 2013, 2015).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Veintitrés muestras de lluvia polínica actual (almohadillas de musgos) fueron recolectadas en distintas comunidades naturales de *Pinus sylvestris* var. *iberica* de las sierras de Gredos (Sector Bejarano-Gredense) y Guadarrama (Sector Guadarrámico) en los pisos bioclimáticos oro- y supramediterráneo (Figura 1, Tabla 1). Éstas fueron tratadas químicamente en laboratorio de acuerdo a Faegri e Iversen (1989) para la extracción del contingente esporopolínico. Pólenes, esporas y microfósiles no polínicos (MNP) fueron identificados siguiendo a Moore *et al.* (1991) y López-Sáez y López-Merino (2007). Un mínimo de 500 pólenes fue contado en cada muestra, excluyendo taxa hidro-higrófitos, esporas y MNPs. Los programas Tilia y TGView (Grimm, 2004) se utilizaron para la confección del diagrama palinológico (Figura 2). Para estudiar la correcta ubicación del Subsector Paramero-Serrotense se seleccionaron tres registros fósiles ubicados en él, con las siguientes condiciones: i) que cronológicamente estuvieran datados por C-14 y se pudiera establecer un modelo de edad-profundidad adecuado; ii) que en ellos el porcentaje de *Pinus sylvestris* estuviera en torno al 40-60% durante el Holoceno reciente, valor éste aceptado como referente de la presencia *in situ* de un pinar albar (López-Sáez *et al.*, 2013, 2019). Los seleccionados fueron los registros polínicos (Figura 1, Tabla 2) de Prado de las Zorras, Puerto de Chía y Puerto de la Peña Negra ubicados en Las Parameras abulenses (Andrade *et al.*, 1994, 1996; Ruiz-Zapata *et al.*, 1996). En cada uno de estos tres registros se seleccionaron muestras coincidentes con valores porcentuales máximos de polen de *Pinus sylvestris* a distintos intervalos cronológicos en fechas interpoladas y calibradas cal. BP (Tabla 2).

Figura 1. Muestras de lluvia polínica actual (círculos negros) y registros fósiles (cuadrados naranjas) considerados en este estudio



(Para más detalle, véanse Tablas 1 y 2)

Tabla 1. Relación de muestras de lluvia polínica actual estudiadas en relación con la comunidad de pino albar correspondiente en Gredos y Guadarrama

Muestra	UTM X	UTM Y	Altitud	Referencia fitosociológica
1	327709	4464812	1.770	<i>Echinosparto barnadessi-Pinetum ibericae</i>
2	327848	4464725	1.715	<i>Echinosparto barnadessi-Pinetum ibericae</i>
3	327867	4464350	1.590	<i>Echinosparto barnadessi-Pinetum ibericae</i>
4	326597	4464082	1.635	<i>Echinosparto barnadessi-Pinetum ibericae</i>
5	330826	4472781	1.340	<i>Festuco merinoi-Pinetum ibericae</i>
6	321560	4468930	1.572	<i>Festuco merinoi-Pinetum ibericae</i>
7	320378	4469216	1.575	<i>Festuco merinoi-Pinetum ibericae</i>
8	316024	4467375	1.465	<i>Festuco merinoi-Pinetum ibericae</i>
9	404179	4505126	1.400	<i>Pteridio aquilini-Pinetum ibericae</i>
10	405427	4504572	1.350	<i>Pteridio aquilini-Pinetum ibericae</i>
11	403764	4502750	1.510	<i>Pteridio aquilini-Pinetum ibericae</i>
12	402585	4506997	1.487	<i>Pteridio aquilini-Pinetum ibericae</i>
13	402525	4506945	1.425	<i>Pteridio aquilini-Pinetum ibericae</i>
14	397621	4500359	1.473	<i>Pteridio aquilini-Pinetum ibericae</i>
15	398281	4500981	1.458	<i>Pteridio aquilini-Pinetum ibericae</i>
16	399226	4506837	1.350	<i>Pteridio aquilini-Pinetum ibericae</i>
17	399328	4507690	1.350	<i>Pteridio aquilini-Pinetum ibericae</i>
18	415407	4515938	1.860	<i>Avenello ibericae-Pinetum ibericae</i>
19	414783	4513166	1.650	<i>Avenello ibericae-Pinetum ibericae</i>
20	415337	4514482	1.750	<i>Avenello ibericae-Pinetum ibericae</i>
21	418093	4519516	1.780	<i>Avenello ibericae-Pinetum ibericae</i>
22	431758	4537645	1.816	<i>Avenello ibericae-Pinetum ibericae</i>
23	430462	4537131	1.921	<i>Avenello ibericae-Pinetum ibericae</i>

Tabla 2. Relación de registros fósiles del Subsector Paramero-Serrotense estudiados en la Sierra de Gredos

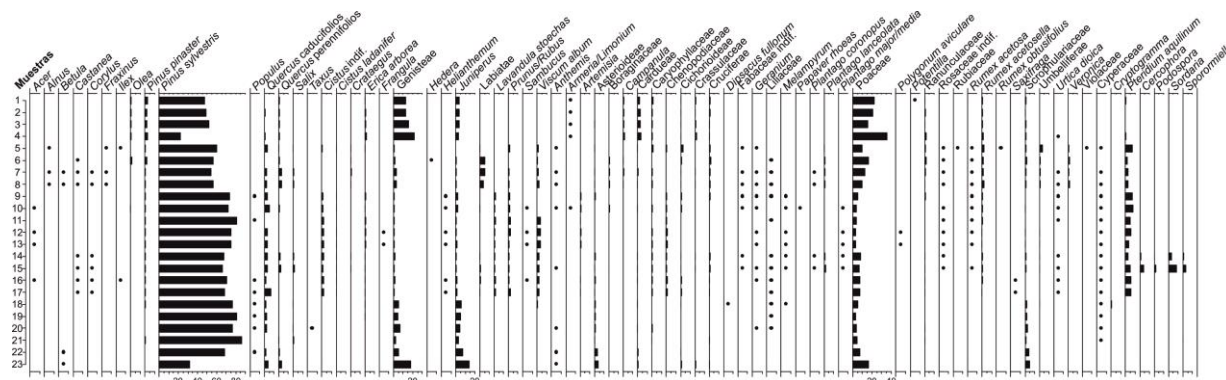
Registro fósil	UTM X	UTM Y	Altitud	Muestras seleccionadas (cronología cal. BP)
1/Prado de las Zorras (PZ)	335043	4484377	1.650	2420, 2950, 4145
2/Puerto de Chía (PC)	316528	4480768	1.701	2500, 2750
3/Pto. Peña Negra (PN)	305112	4476828	1.909	3255

Para identificar clústeres en las 29 muestras basados en su contenido polínico y definir las comunidades de pinar albar representadas, se utilizaron análisis multivariantes. Aunque se identificaron palinológicamente 72 taxones (Figura 2), sólo aquellos con valores >1% fueron incluidos. Los análisis estadísticos se realizaron tras recalcularse los porcentajes. Se efectuó un análisis de clúster jerárquico (HCA) usando la matriz de las distancias euclidianas y el método de Ward de varianza mínima (Ward, 1963). Los valores porcentuales fueron estandarizados. Las relaciones jerárquicas entre clústeres quedan ilustradas en el dendrograma de la figura 3. Posteriormente, los datos fueron procesados mediante análisis de ordenación. Se utilizó un análisis de componentes principales (PCA) como método de interpretación lineal, toda vez que un análisis de correspondencia sin tendencia (DCA) previamente aplicado apuntaba a una respuesta de este tipo (longitud del gradiente < 2) en lugar de unimodal (ter Braak y Prentice, 1988). El PCA (Figura 4) se realizó utilizando la transformación de la raíz cuadrada del porcentaje de los taxones identificados en los espectros polínicos con la versión 4.5 de CANOCO (ter Braak y Šmilauer, 2002).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figura 2 quedan representados los datos porcentuales de aquellos pólenes, esporas y MNPs identificados en las muestras de lluvia polínica actual. *Pinus sylvestris* es el morfotipo dominante con valores superiores al 40%, salvo en las muestras 4 y 23 correspondientes a bosques de pino albar muy ralos (cobertura < 10%).

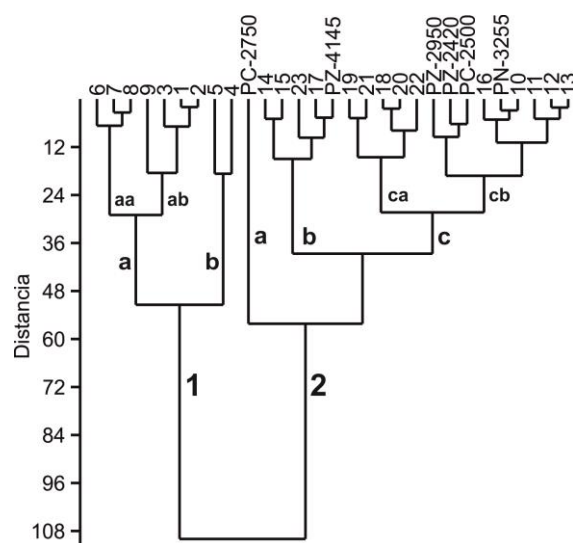
Figura 2. Diagrama palinológico (porcentajes relativos) de las muestras de lluvia polínica actual



En un primer nivel de división, el dendrograma (Figura 3) muestra la discriminación entre los pinares gredenses (clúster 1) y los guadarrámicos (clúster 2), salvo la muestra 9 que se incluye en los primeros. Dentro del clúster 1 se discriminan las comunidades gredenses orosubmediterráneas hiperhúmedas relictas (*Echinosparto barnadessi-Pinetum ibericae*) en el subclúster 1ab, de las supramediterráneas húmedas (*Festuco merinoi-Pinetum ibericae*) en el 1aa. El subclúster 1b incluye una muestra de cada uno de los anteriores. El clúster 2 incluye la mayoría de muestras procedentes de la Sierra de Guadarrama así como los 6 espectros fósiles considerados, lo que sugiere una afinidad biogeográfica entre todas ellas. Dos de Prado de las Zorras (PZ-2420, PZ-2950), la de Puerto de Peña Negra (PN-3255), y una de Puerto de Chía (PC-2500) se agrupan junto a las correspondientes a las de comunidades de pinar supramediterráneas subhúmedas y húmedas semicontinentales de Guadarrama (*Pteridio aquilini-Pinetum ibericae*) en el subclúster 2cb. Curiosamente, la altitud de los tres registros

fósiles es mayor (1.650-1.909 m s.n.m.) que las de las muestras de lluvia polínica con las que se agrupan (1.350-1.510 m s.n.m.), lo que podría suponer que durante el Holoceno reciente en Las Parameras (~3255-2420 cal. BP) las formaciones de pinar albar supramediterráneas alcanzaron cotas más elevadas. La muestra de Puerto de Chía PC-2750 se individualiza en el subclúster 2a; mientras que la de Prado de las Zorras PZ-4145 se agrupa en el seno del subclúster 2b tanto con muestras de pinares guadarrámicos supramediterráneos (14 y 15) como con dos (17 y 19) correspondientes a comunidades orosubmediterráneas húmedas e hiperhúmedas (*Avenello ibericae-Pinetum ibericae*), sugiriendo que en torno a 4145 cal. BP el paleoclima a 1.909 m s.n.m. en Las Parameras fue más húmedo que en periodos posteriores.

Figura 3. HCA de las muestras de lluvia polínica actual y los espectros fósiles

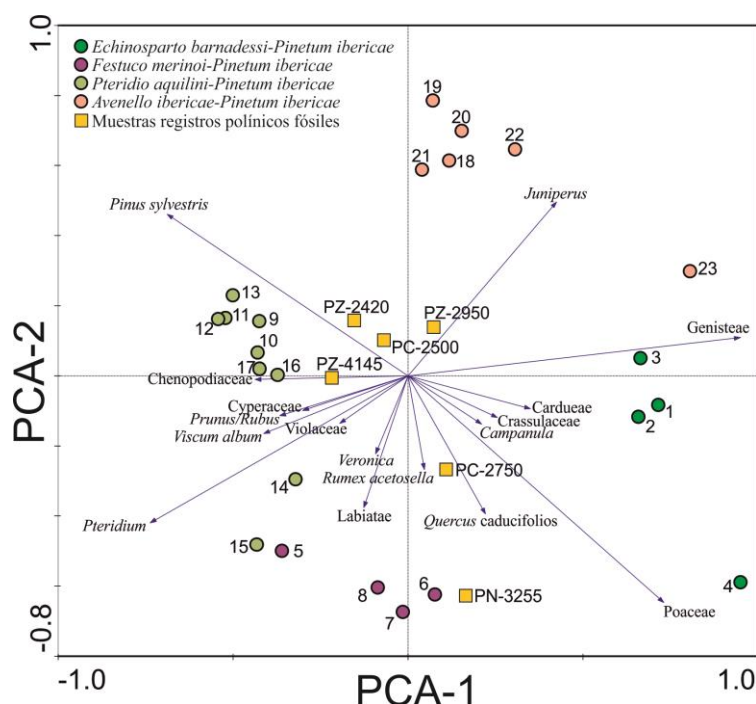


Los dos primeros ejes del PCA (Figura 4) explican el 51,8% de la varianza en la base de datos considerada. En el primer eje (PCA-1), que explica el 34,5%, se separan los pinares oromediterráneos guadarrámicos (*Avenello ibericae-Pinetum ibericae*) y gredenses (*Echinosparto barnadessi-Pinetum ibericae*) situados en el lado positivo, de los correspondientes supramediterráneos de ambas montañas situados en el lado negativo del eje. En este mismo, elementos orófilos arbustivos (Genisteae, *Juniperus*) aparecen separados de los correspondientes mesófilos de cotas más bajas (*Pteridium*, *Prunus/Rubus*, *Veronica*). PCA-1 probablemente está representando un gradiente altitudinal de los pinares estudiados, independientemente de si se trata de comunidades gredenses o guadarrámicas. En el segundo eje (PCA-2), que explica el 17,3% de la varianza, los principales elementos arbóreos (*Pinus sylvestris*) quedan localizados en la parte positiva, mientras que la mayor parte de taxa herbáceos lo hace en la negativa, particularmente reseñable en el caso de Poaceae y Labiatae. Con valores positivos en PCA-2 se encuentran la mayoría de muestras procedentes de pinares guadarrámicos, excepto la 14 y la 15; mientras que los gredenses en general tienen valores negativos o cercanos a cero. En este sentido, PCA-2 se relacionaría con una mayor densidad forestal, como corresponde a los pinares guadarrámicos frente a los gredenses.

Respecto a las muestras fósiles estudiadas, ninguna de ellas tiene valores positivos muy altos en el PCA-1, aunque PC-2750, PN-3255 y PZ-2950 se encuentran en el lado positivo de dicho eje, mientras que las tres restantes lo hacen en el lado negativo. Estos datos corroboran lo aportado por el HCA, en el sentido de que la mayor parte de muestras fósiles estarían

representadas por comunidades correspondientes a los actuales pinares supramediterráneos guadarrámicos. En cuanto al PCA-2, cuatro de ellas (PC-2500, PZ-2420, PZ-2950, PZ-4145) aparecen en el lado positivo, junto a las muestras de lluvia polínica actual correspondientes a la comunidad de *Pteridio aquilini-Pinetum ibericae*; PC-2750, al igual que en el HCA, tiene un comportamiento individualizado sin cercanía a ninguna muestra actual; y, finalmente, PZ-3255 aparece con valores muy negativos en el PCA-2 en base a su bajo porcentaje de *Pinus sylvestris* (45%), mientras que el resto superan de largo el 60%.

Figura 4. PCA de las muestras de lluvia polínica actual (círculos) y los espectros fósiles (cuadrados)



4. CONCLUSIONES

El registro palinológico de la Sierra de Gredos parece demostrar que en el pasado existió una banda de vegetación continua formada por bosques de pinos albares, en ocasiones acompañados por *Pinus nigra* subsp. *salzmannii*, tanto en el piso oromediterráneo como en el supramediterráneo de estas montañas (López-Sáez *et al.*, 2014, 2016a). Los registros fósiles de Prado de las Zorras, Puerto de Chía y Puerto de la Peña Negra provén evidencias de estos hechos no sólo en la alineación principal de Gredos sino también en Las Parameras. Sin embargo, el desarrollo de La Mesta, la organización que controló el uso y gestión de los espacios montañosos desde el siglo XIII, así como la recurrencia de incendios, provocaron que muchas de las masas de pinar gredenses desaparecieran (López-Merino *et al.*, 2009; López-Sáez *et al.*, 2009, 2016b, 2018a, 2018b, 2018c; Montiel-Molina, 2013; Montiel-Molina y Galiana, 2016), entre ellas las ubicadas en el actual Subsector Paramero-Serrotense de la Sierra de Gredos. Estos hechos han dificultado sobremedera la caracterización biogeográfica de dichas áreas, ya que, aunque tradicionalmente se han incluido en el seno del Sector Bejarano-Gredense, algunos autores han aconsejado revisar tal ubicación dentro de la Subprovincia Carpetano-Leonesa.

La comparación entre los espectros polínicos de muestras de lluvia polínica actual de las sierras de Gredos y Guadarrama con los correspondientes a tres registros de polen fósil de Las Parameras, en periodos cronológicos en los que ofrecen pruebas sustanciales de la existencia de pinares, demuestran que dichos bosques pretéritos del actual Subsector Paramero-Serrotense de la Sierra de Gredos tienen una gran afinidad, según se desprende del análisis de clúster jerárquico y el análisis de componentes principales, con muestras actuales procedentes de pinares guadarrámicos. Estos hechos nos permiten proponer que el Subsector Paramero-Serrotense de Gredos debería reubicarse biogeográficamente dentro del Sector Guadarrámico en vez del Bejarano-Gredense donde actualmente se incluye.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto MED-REFUGIA-RTI2018-101714-B-I00 (Plan Nacional I+D+i, Ministerio de Economía y Competitividad de España). Reyes Luelmo-Lautenschlaeger está financiada por una beca de Formación del Profesorado Universitario (FPU) (Ministerio de Educación, Cultura y Deporte de España).

REFERENCIAS

- Andrade, A.; Martín, T.; Ruiz-Zapata, M.B. (1994). Estimaciones de la paleovegetación de la Sierra de la Paramera (Ávila), mediante estudios polínicos. En: La Serna Ramos, I. (Ed.). *Polen y Esporas: contribución a su conocimiento*. Tenerife: Universidad de La Laguna: 333-342.
- Andrade, A.; Ruiz-Zapata, M.B.; Gil-García, M.J.; Fombella, M.A. (1996). Acción antrópica y su impacto sobre la vegetación, desde el tránsito Subatlántico-Subboreal, en la vertiente norte de la Sierra de Gredos (Ávila, España). Estudio palinológico. En: Ruiz-Zapata, M.B. (Ed.). *Estudios Palinológicos*. Alcalá de Henares: Universidad de Alcalá: 7-12.
- Blanco, E.; Casado, M.A.; Costa Tenorio, M.; Escribano, R.; García Antón, M.; Génova Fuster, M.; Gómez Manzaneque, A.; Gómez Manzaneque, F.; Moreno Saiz, J.C.; Morla Juaristi, C.; Regato Pajares, P.; Sainz Ollero, H. (1997). *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Barcelona: Planeta.
- Faegri, K.; Iversen, J. (1989). *Textbook of Pollen Analysis*. Chichester: Wiley.
- Fuente, V. de la; Ortúñez, E. (2001). *Festuca* sect. *Eskia* (Poaceae) in the Iberian Peninsula. *Folia Geobot.*, 36: 385-421.
- Grimm, E.D. (2004). *TGView*. Springfield: Illinois State Museum, Research and Collection Center.
- López-Merino, L.; López-Sáez, J.A.; Alba-Sánchez, F.; Pérez-Díaz, S.; Carrión, J.S. (2009). 2000 years of pastoralism and fire shaping high-altitude vegetation of Sierra de Gredos in central Spain. *Rev. Palaeobot. Palynol.*, 158: 42-51.
- López-Sáez, J.A.; López Merino, L. (2007). Coprophilous fungi as a source of information of anthropic activities during the Prehistory in the Amblés Valley (Ávila, Spain): the archaeopalynological record. *Rev. Esp. Micropal.*, 39: 103-116.
- López-Sáez, J.A.; López-Merino, L.; Alba-Sánchez, F.; Pérez-Díaz, S. (2009). Contribución paleoambiental al estudio de la trashumancia en el sector abulense de la Sierra de Gredos. *Hispania*, 69: 9-38.
- López-Sáez, J.A.; Alba-Sánchez, F.; López-Merino, L.; Pérez-Díaz, S. (2010). Modern pollen analysis: a reliable tool for discriminating *Quercus rotundifolia* communities in Central Spain. *Phytocoenologia*, 40: 57-72.
- López-Sáez, J.A.; Sánchez-Mata, D.; Alba-Sánchez, F.; Abel-Schaad, D.; Gavilán, R.; Pérez-Díaz, S. (2013). Discrimination of Scots pine forests in the Iberian Central System (*Pinus sylvestris* var. *iberica*) by means of pollen analysis. Phytosociological considerations. *Lazaroa*, 34: 191-208.
- López-Sáez, J.A.; Abel-Schaad, D.; Pérez-Díaz, S.; Blanco-González, A.; Alba-Sánchez, F.; Dorado, M.; Ruiz-Zapata, B.; Gil-García, M.J.; Gómez-González, C.; Franco-Múgica, F. (2014). Vegetation

- history, climate and human impact in the Spanish Central System over the last 9,000 years. *Quat. Int.*, 353: 98-122.
- López-Sáez, J.A.; Alba-Sánchez, F.; Sánchez-Mata, D.; Abel-Schaad, D.; Gavilán, R.G.; Pérez-Díaz, S. (2015). A palynological approach to the study of *Quercus pyrenaica* forest communities in the Spanish Central System. *Phytocoenologia*, 45: 107-124.
- López-Sáez, J.A.; Sánchez-Mata, D.; Gavilán, R.G. (2016a). Syntaxonomical update on the relict groves of Scots pine (*Pinus sylvestris* L. var. *iberica* Svoboda) and Spanish black pine (*Pinus nigra* Arnold subsp. *salzmannii* (Dunal) Franco) in the Gredos range (central Spain). *Lazaroa*, 37: 153-172.
- López-Sáez, J.A.; Serra-González, C.; Alba-Sánchez, F.; Robles-López, S.; Pérez-Díaz, S.; Abel-Schaad, D.; Glais, A. (2016b). Exploring seven hundred years of transhumance, dynamic, fire and human activity through a historical mountain pass in central Spain. *J. Mt. Sci.*, 13: 1139-1153.
- López-Sáez, J.A.; Abel-Schaad, D.; Luelmo-Lautenschlaeger, R.; Robles-López, S.; Pérez-Díaz, S.; Alba-Sánchez, F.; Sánchez-Mata, D.; Gavilán, R.G. (2018a). Resilience, vulnerability and conservation strategies in high-mountain pine forests in the Gredos range, central Spain. *Plant Ecol. Divers.*, 11: 97-110.
- López-Sáez, J.A.; Blanco-González, A.; Abel-Schaad, D.; Robles-López, S.; Luelmo-Lautenschlaeger, R.; Pérez-Díaz, S.; Alba-Sánchez, F. (2018b). Transhumance dynamics in the Gredos range (central Spain) during the last two millennia. Environmental and socio-political vectors of change. En: Costello, E.; Svensson, E. (Eds.). *Historical Archaeologies of Transhumance across Europe*. Londres: Routledge: 233-244.
- López-Sáez, J.A.; Vargas, G.; Ruiz, J.; Blarquez, O.; Alba-Sánchez, F.; Oliva, M.; Pérez-Díaz, S.; Robles-López, S.; Abel-Schaad, D. (2018c). Paleofire dynamics in central Spain during the late Holocene: The role of climatic and anthropogenic forcing. *Land Degrad. Dev.*, 29: 2045-2059.
- López-Sáez, J.A.; Alba-Sánchez, F.; Sánchez-Mata, D.; Luengo-Nicolau, E. (2019). *Los pinares de la Sierra de Gredos. Pasado, presente y futuro*. Ávila: Institución Gran Duque de Alba.
- Montiel-Molina, C. (2013). Reconstrucción del régimen de incendios del centro de España durante los últimos quinientos años. En: Montiel-Molina, C. (Ed.). *Presencia histórica del fuego en el territorio*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente: 14-42.
- Montiel-Molina, C.; Galiana, L. (2016). Fire scenarios in Spain: a territorial approach to proactive fire management in the context of global change. *Forests*, 7: 273.
- Moore, P.D.; Webb, J.A.; Collinson, M.E. (1991). *Pollen analysis*. London: Blackwell.
- Rivas-Martínez, S. (1987). *Memoria del MAPA de Series de Vegetación de España, 1:400.000*. Madrid: MAPA; ICONA.
- Rivas-Martínez, S. (2007). Mapa de series, geoserias y geopermaseries de vegetación de España. Memoria del mapa de la vegetación potencial de España, parte I. *Itinera Geobot.*, 17: 5-435.
- Rivas-Martínez, S.; Belmonte, D.; Cantó, P.; Fernández, F.; Fuente, V.; Moreno, J.M.; Sánchez-Mata, D.; Sancho, L.G. (1987). Piornales, enebrales y pinares oromediterráneos (Pino-Cytisium oromediterranei) en el Sistema Central. *Lazaroa*, 7: 93-124.
- Rivas-Martínez, S.; Fernández, F.; Loidi, J.; Lousã, M.; Penas, A. (2001). Syntaxonomical checklist of vascular plant communities of Spain and Portugal to association level. *Itinera Geobot.*, 14: 5-341.
- Rivas-Martínez, S.; Díaz, T.E.; Fernández, 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 Geobot.*, 15: 5-922.
- Rivas-Martínez, S.; Penas, A.; Díaz-González, T.E.; Cantó, P.; del Río, S.; Costa, J.C.; Herrero, L.; Molero, J. (2017). Biogeographic units of the Iberian Peninsula and Balearic Islands to district level. A Concise Synopsis. En: Loidi, J. (Ed.). *The Vegetation of the Iberian Peninsula*. Vol. 1. Utrecht: Springer: 131-188.
- Rubiales, J.M.; García Amorena, I.; Génova, M.; Gómez Manzanque, F.; Morla, C. (2007). The Holocene history of highland pine forests in a submediterranean mountain: the case of Gredos mountain range (Iberian Central range, Spain). *Quat. Sci. Rev.*, 26: 1759-1770.



- Ruiz-Zapata, M.B.; Andrade, A.; Gil-García, M.J.; Dorado, M.; Atienza, M. (1996). Evolución de la vegetación en los últimos 6000 años en los sectores Central y Oriental del Sistema Central Español. *Rev. Esp. Paleontol.*, número extraordinario: 288-298.
- Sánchez-Mata, D. (1989). *Flora y vegetación del Macizo Oriental de la Sierra de Gredos (Ávila)*. Ávila: Institución Gran Duque de Alba.
- Sánchez-Mata, D. (1999). Bioclimatología: Una ciencia avanzada para la caracterización del medio natural. En: *Discursos de Entrada 1998*. Ávila: Institución Gran Duque de Alba: 95-112.
- Sánchez-Mata, D. (2015). *Hábitat y vegetación natural en la alta montaña del Parque Regional de la Sierra de Gredos (Castilla y León, Ávila)*. Discurso de Ingreso en la Academia de Farmacia de Castilla y León. Madrid: CERSA.
- ter Braak, C.J.F.; Prentice, I.C. (1988). A theory of gradient analysis. *Adv. Ecol. Res.*, 18: 271-317.
- ter Braak, C.J.F.; Šmilauer, P. (2002). *CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination*. Wageningen: Biometris.
- Ward, J.H. (1963). Hierarchical grouping to optimize an objective function. *J. Am. Stat. Assoc.*, 58: 236-244.

VALORACIÓN BIOGEOGRÁFICA DE LOS ROBLEDALES RELICTOS DE *Quercus petraea* DEL PAÍS VASCO Y NAVARRA

Pedro José Lozano, Rakel Varela, Asier Lozano y Guillermo Meaza

Universidad del País Vasco/Euskal-Herriko Unibertsitatea

pedrojose.lozano@ehu.eus; rakel.varela@ehu.eus; lozanoasier6@gmail.com;

guillermo.meatza@gmail.com

RESUMEN

La presente comunicación evalúa mediante el Método LANBIOEVA (acrónimo de *Landscape Biogeographic Evaluation*) los bosques relictuales de *Quercus petraea* del País Vasco y Navarra, en cuyo ámbito pirenaico se sitúan en la encrucijada de tres bio-regiones europeas (Alpina, Atlántica y Mediterránea), hecho excepcional que le confiere un papel biogeográfico de primera magnitud. En este territorio no es habitual encontrar a *Quercus petraea* formando masas puras, sino salpicando otros tipos de bosques o hibridada con otros congéneres; fenómeno que, en buena medida, se debe a su peculiar posición bioclimática en el tránsito entre el piso colino y el montano o, lo que es lo mismo, en la banda ecotónica altitudinal que conecta los robledales de *Quercus robur*, abajo, y los hayedos de *Fagus sylvatica*, arriba. La metodología parte de un inventariado sistemático de 10 parcelas por cada una de las manchas investigadas y la aplicación del mencionado método de evaluación que ha sido implementado en diversos ámbitos y para diferentes formaciones a escala global durante los últimos 30 años.

Los resultados otorgan a los robledales albares un grado de interés natural, cultural y estructural muy elevado, equiparable al de las agrupaciones vegetales que encabezan el rango superior de las evaluadas hasta la actualidad. Pero el hecho de ubicarse en espacios protegidos y poco poblados da lugar a un factor de amenaza bajo que termina por configurar unas prioridades de conservación relativamente modestas.

Palabras clave: *Quercus petraea*, relicto, LANBIOEVA, INCON-PRICON, País Vasco-Navarro.

ABSTRACT

This communication evaluates the relic forests of *Quercus petraea* of the Basque Country and Navarre using the LANBIOEVA Method (*Landscape Biogeographical Evaluation*), in whose Pyrenean field they are at the crossroads of three European bio-regions: Alpine, Atlantic and Mediterranean, exceptional fact that gives it a first-magnitude biogeographic role. In this territory it is not usual to find *Quercus petraea* forming pure masses, but together with other species or hybridized with other congeners; phenomenon that, is due to, its peculiar bioclimatic position in the transit between the lower basal floor and the montane or, what is the same, in the altitudinal ecotonic band that connects the oak forest of *Quercus robur*, below, and the forests of *Fagus sylvatica*, at the top. The methodology is based on a systematic inventory of 10 plots for each of the stains investigated and the application of the aforementioned evaluation method that has been implemented in various areas and for different formations on a global scale during the last 30 years.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Lozano, P.J.; Varela, R.; Lozano, A.; Meaza, G. (2020). Valoración biogeográfica de los robledales relictos de *Quercus petraea* del País Vasco y Navarra. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 579-589.

The results give very high natural, cultural and structural scores, comparable to the maximum figures obtained so far. The use of protected and subpopulate areas, however, means that the threat factor is low and therefore a relatively modest conservation priority is obtained.

Keywords: *Quercus petraea*, relict, LANBIOEVA, INCON-PRICON, Basque-Navarre Country

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

El presente trabajo aborda la evaluación biogeográfica de los bosques relictuales de *Quercus petraea* del territorio vasco-navarro. En este ámbito apenas perviven florestas de remarcable extensión superficial, pues no es habitual encontrar al robledal albar formando masas puras, sino salpicando otros tipos de bosques o hibridado con otros congéneres; fenómeno que, además de a su carácter relíctico, se debe a su peculiar posición bioclimática en el tránsito entre el piso colino y el montano o, lo que es lo mismo, en la banda ecotónica altitudinal que conecta los robledales de *Quercus robur*, cotas inferiores, y los hayedos de *Fagus sylvatica*, cotas superiores.

Todo parece indicar que la presencia del albar en el territorio se remonta a inicios del Holoceno, cuando, con la atemperación del frío pleistoceno, fue colonizando el terreno anteriormente ocupado por formaciones de tipo tundra y taiga. Pero su pujanza empezaría a declinar cuando, quizá debilitado por haber sufrido la crisis climática del periodo Boreal (Loidi, 1983; Streiff, 1998), en el Subatlántico empezó a expandirse su duro competidor *Fagus sylvatica* quien, desde entonces, no ha hecho sino irlo desalojando de las cotas más elevadas de su jurisdicción potencial. Se puede afirmar, entonces, que *Quercus petraea*, actualmente en regresión frente a la agresiva *Fagus sylvatica*, es una reliquia de los bosques ancestrales de frondosas (de ahí la adopción del término "relict") (Gobierno Vasco, 1991). Ahora bien, si los suelos en los que se cría son muy pedregosos y raquíuticos, el roble albar puede competir ventajosamente con el haya, incluso superarla en altitud, produciéndose una llamativa inversión de pisos de vegetación. Es también remarcable el que, en el ámbito pirenaico, *Quercus petraea* se sitúe en la encrucijada de tres bio-regiones europeas (Alpina, Atlántica y Mediterránea), hecho excepcional que le confiere un papel biogeográfico de primera magnitud.

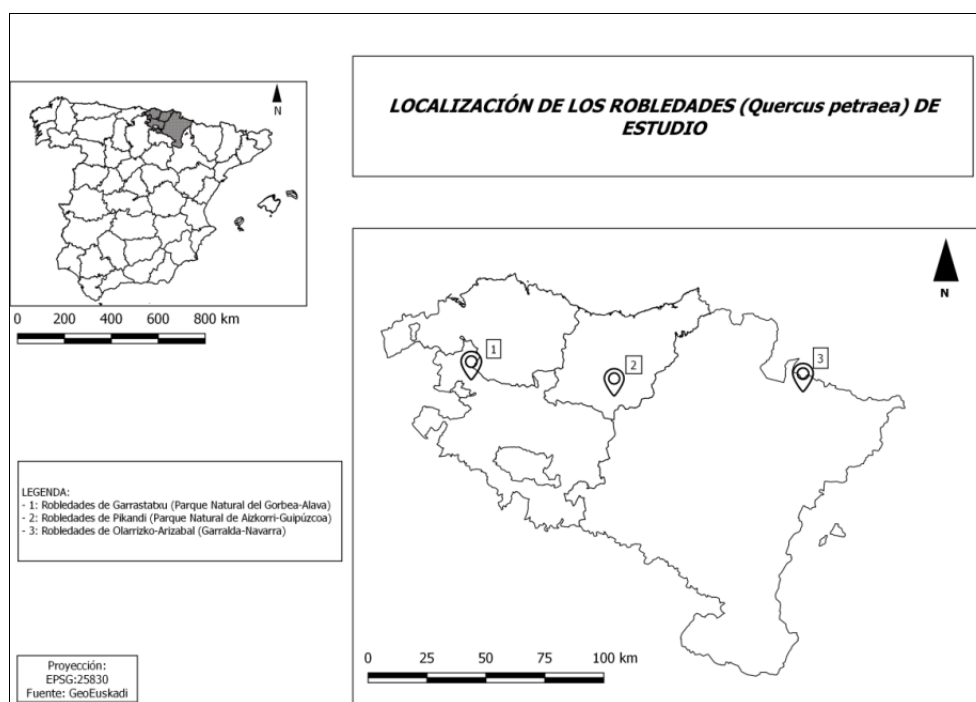
A lo largo y ancho del territorio estudiado se han detectado y valorado diversas facies de robledal albar, algunas de ellas tan excepcionales y llamativas como la que aún en el sotobosque elementos autoecológicamente tan dispares como *Buxus sempervirens* y *Vaccinium myrtillus*, o aquella que pone en contacto esta formación con la del encinar cantábrico en un ecotono de gran relevancia e interés biogeográfico.

Este trabajo se centra en tres localizaciones concretas. La más occidental (Garrastatxu), que se ubica en territorio alavés limítrofe con Vizcaya -en el ángulo sudoccidental del Parque Natural del Gorbeia-, se desarrolla entre las cotas 425 y 610 m de altitud intermediando la vegetación de ribera o el encinar cantábrico de las cotas bajas con el hayedo de las altas. La segunda es la de Pikandi, que tapiza la abrupta vertiente guipuzcoana de la Sierra de Aizkorri, en las inmediaciones del pantano de Barrendiola, entre los 550 y los 800 m, y que pone en contacto los bosques colinos de roble pedunculado de la parte baja con los extensos hayedos de la zona alta. La tercera, que se sitúa en las inmediaciones de la localidad navarro-pirenaica de Garralda, casi en la frontera con Francia, es, de lejos, la más extensa y se desarrolla entre las cotas 700 y 900 m, enlazando los bosques de *Quercus humilis* de las partes más bajas con los de *Fagus sylvatica*-*Abies alba* de las más altas (Mapa 1).

El objetivo principal, por tanto, es analizar y valorar estos bosques de *Quercus petraea* a través del método LANBIOEVA para aportar datos sobre diversos aspectos de los mismos: fitocenóticos, territoriales, mesológicos, estructurales, culturales, amenazas, etc. A la misma vez, se pretenden realizar comparaciones entre tres ubicaciones diferentes y observar si existen diferencias considerables. De la misma manera, la obtención de puntuaciones intermedias y finales pueden arrojar luz, no sólo sobre el estado en el que se encuentra cada una de las poblaciones analizadas, sino que puede aportar también datos al tomador de decisión para su correcta protección y gestión.

Por último, otro de los objetivos del presente trabajo pasa por seguir aumentando el número de ecosistemas estudiados y analizados, de manera que esta formación también pueda ser comparada, en el futuro, con otras con las que se ha trabajado, se está trabajando o se trabajará, en aras a ir compilando datos lo más precisos pero lo más globales posibles a escala mundial.

Mapa 1. Localización de las manchas de robledal de *Quercus petraea*



2. METODOLOGÍA

Una vez prospectadas todas las manchas de *Quercus petraea* citadas en diferentes obras (Gobierno Vasco, 1991, Rivas, 1991, Aramburu, 1996, Blanco *et al.*, 1997, Aizpuru *et al.*, 1999) y predefinidas las unidades y su ubicación, se levantó un total de 10 inventarios para cada una de las tres zonas de estudio, con visitas en momentos diferentes (primavera, verano y otoño) para evitar los posibles sesgos fenológicos.

El modelo de inventario ha sido ensayado, contrastado y corregido en sucesivas ocasiones (Díaz y Lozano, 2017; Lozano *et al.*, 2020), de cara a recoger todos los datos geográficos, medioambientales, patrimoniales y biogeográficos necesarios para la posterior valoración. En primer lugar y, para cada uno de los inventarios, se obtuvieron los datos de localización e identificación del lugar (coordenadas UTM, topónimos, etc.), aspectos y rasgos geográficos y medioambientales generales (topográficos, litológicos, geomorfológicos, edáficos e

hidrológicos), fotografías de la parcela, etc. A continuación, se tomaron los datos sobre todos los taxones de la flora vascular, así como de la fúngica y líquenica, y de las especies de la briofita (estrato muscinal).

Para determinar las coberturas se ha seguido un método de valoración clásico, con una escala de 6 clases (+= menos del 1%, 1 entre el 1% y el 10%, 2 entre el 10% y el 25%, 3 entre el 25% y el 50%, 4 entre el 50% y el 75% y 5 entre el 75% y el 100%) por cada uno de los estratos y el global de la agrupación vegetal. En aras de una mayor precisión, se pueden utilizar también valores porcentuales de cobertura. Esos datos de cobertura, de naturaleza cualitativa, luego se han pasado a porcentajes utilizando la media de cada una de esas horquillas (por ejemplo, para la + el valor medio es 0,5%, para el 1 su valor medio sería 5%, así sucesivamente) y así para cada especie y en cada inventario. Posteriormente se suman los valores y se dividen por el número de inventarios donde aparecía el taxón, de manera que se obtiene el porcentaje global de la especie (Tabla 1).

La metodología de valoración LANBIOEVA, que descansa en dos conceptos valorativos fundamentales (Interés de Conservación y Prioridad de Conservación), ha sido ensayada, contrastada y corregida en sucesivas ocasiones y testada en diferentes ámbitos territoriales europeos (Península Ibérica, Balcanes, Península Escandinava...), centro-sudamericanos (Nicaragua, Región Mediterránea de Chile, Patagonia...) y africanos (Marruecos) (Lozano *et al.*, 2020).

El Interés de Conservación resulta del sumatorio de las calificaciones obtenidas por el Interés Natural y el Interés Cultural. El primero está compuesto por cuatro grupos de criterios: fitocenótico, territorial, mesológico y estructural. El interés fitocenótico engloba caracteres intrínsecos de la vegetación y del paisaje tales como la diversidad, la naturalidad, la madurez y regenerabilidad espontánea o resiliencia. El interés territorial considera los atributos de rareza, endemismo, relictismo y carácter finícola. El interés mesológico evalúa las funciones geomorfológica, climática, hidrológica, edáfica y faunística. El interés estructural valora la riqueza por estrato, la cobertura por estrato, la riqueza de microhábitats y la conectividad y extensión de la mancha vegetal. El Interés Cultural se calcula teniendo en cuenta dos grupos de valores. El primero de ellos es el interés patrimonial, que evalúa tres subcriterios: valor etnobotánico, valor perceptual y valor didáctico. El segundo es el interés cultural estructural, que tiene en cuenta el valor fisionómico estructural y el valor cultural estructural.

La Prioridad de Conservación (PRICON) se obtiene de multiplicar el Interés de Conservación (INCON) por el Factor de Amenaza que pesa sobre la unidad de vegetación concernida. Ésta se calibra en función de tres parámetros: presión demográfica, accesibilidad-transitabilidad y amenazas alternativas. El coeficiente de presión demográfica prima o penaliza situaciones de alta o baja densidad de población, con mayor o menor peligro, respectivamente, de alteración de la vegetación. El coeficiente de accesibilidad-transitabilidad valora la mayor o menor facilidad para llegar al enclave objeto de estudio, y el “rozamiento” que éste muestra al tránsito del ser humano. El coeficiente de amenazas alternativas calibra otro tipo de riesgos y peligros a los que puede estar sometida la integridad de la agrupación vegetal concernida.

En las pertinentes referencias bibliográficas puede encontrarse una información más detallada de cada uno de los ítems valorativos y su correspondiente escala de puntuaciones.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En primer lugar, en la tabla 1 se visualiza la totalidad de taxones aparecidos en las tres localizaciones de estudio y las coberturas de los sininventarios obtenidos a partir de los 30 inventarios realizados, 10 por ubicación. Para una mayor precisión, las coberturas se expresan en % (Tabla 1).

El de Pikandi muestra un total de 18 árboles y arbustos, 10 taxones de matas y trepadoras y 32 hierbas. Garralda muestra la presencia de 22 árboles y arbustos, 8 de matas y trepadoras y 47 de hierbas. Garrastatxu, la más pobre con diferencia, cuenta con 8 árboles y arbustos, 8 matas y trepadoras y 10 herbáceas. Destaca el hecho de que la alta cobertura que muestra el dosel arbóreo de roble albar, prácticamente monoespecífico, no impide que los estratos inferiores sean ricos y variados en coberturas y taxones, máxime teniendo en cuenta la pobreza característica del sotobosque del contiguo hayedo (Fotografía 1).

Fotografía 1. Imagen del bosque de *Quercus petraea* de Garralda



Se observa una gran cobertura arbórea y un enorme ejemplar.

La tabla 2 muestra las valoraciones parciales y finales resultantes de la aplicación de la Metodología LANBIOEVA. Se observa que, en lo referente al Interés de Conservación, en el apartado de Interés Natural el grupo de criterios que da lugar al interés fitocenótico cuenta con puntuaciones globales altas, sobre todo los de madurez y regenerabilidad, esta última seriamente condicionada por el carácter relictivo de la agrupación vegetal. En cuanto a los criterios agrupados dentro del interés territorial, destacan el de rareza, evaluada según Aizpurua *et al.* (1999), puesto que a la rareza de ciertos taxones hay que sumar la de la propia formación en el contexto regional; y, sobre todo, el de relictismo de acuerdo a la mencionada literatura científica. El interés mesológico de las tres localizaciones muestra registros altos a muy altos. Las puntuaciones son máximas en criterios como el geomorfológico, climático e hidrológico, comparables a los mejores registros alcanzados por formaciones mediterráneas, boreales o atlánticas europeas, pero también mediterráneas americanas e incluso tropicales. También los valores estructurales alcanzan puntuaciones bastante elevadas; y ello pese a que no se trata de bosques intrincados y poliestratos, especialmente en el caso de Garrastatxu, donde imperan las elevadas pendientes -superiores al 80%- y la pobreza de los suelos. En cuanto a la riqueza de microambientes las cifras son mediocres en los tres casos; lo que no se repite con la extensión y el nivel de conectividad, que son bastante aceptables, máxime al tratarse de territorios donde los bosques maduros no suelen contar con grandes superficies.

Tabla 1. Sininventarios y coberturas de cada una de las especies

Fuente: elaboración propia.

	Taxones / según estratos (en m)	Pikandi (%)	Garralda (%)	Garrastatxu (%)
ÁRBOLES Y ARBUSTOS	<i>Quercus petraea</i>	67,5	70	66,79
	<i>Fagus sylvatica</i>	21,15	22,5	0,07
	<i>Ilex aquifolium</i>	10,6	0,3	
	<i>Corylus avellana</i>	8,4	8,95	
	<i>Sorbus aucuparia</i>	2,7	0,7	
	<i>Frangula alnus</i> subsp. <i>alnus</i>	2,15	0,2	
	<i>Castanea sativa</i>	0,1	9,6	
	<i>Quercus robur</i>	0,2		
	<i>Quercus petraea x robur</i>	1,35		
	<i>Sorbus aria</i>	0,8	0,25	0,50
	<i>Alnus glutinosa</i>	0,5		
	<i>Sorbus torminalis</i>	0,05		
	<i>Betula pendula</i>	0,1	0,05	
	<i>Crataegus monogyna</i>	0,15	2,3	
	<i>Prunus avium</i>	0,05	0,75	
	<i>Taxus baccata</i>	0,5		
	<i>Larix decidua</i>	0,05		
	<i>Erica arborea</i> subsp. <i>arborea</i>	0,5		6,64
	<i>Buxus senpervirens</i>		22	
	<i>Pyrus cordata</i>		0,05	
	<i>Fraxinus excelsior</i>		2,3	
	<i>Acer campestre</i>		2,35	
	<i>Tilia platyphyllos</i>		0,1	
	<i>Juniperus communis</i> subsp. <i>communis</i>		0,05	
	<i>Populus tremula</i>		0,1	
	<i>Prunus spinosa</i>		0,6	
	<i>Ulmus glabra</i>		0,5	
	<i>Quercus pubescens</i>		0,05	
	<i>Quercus x calvescens</i>		0,05	
	<i>Quercus pyrenaica</i>			3,29
	<i>Quercus x trabutii</i>			6,86
	<i>Arbutus unedo</i>			10,36
<i>Sorbus torminalis</i>			0,14	

	Taxones / según estratos (en m)	Pikandi (%)	Garralda (%)	Garrastatxu (%)
MATAS Y TREPADORAS	<i>Vaccinium myrtillus</i>	27,55	5,3	25,43
	<i>Lonicera periclymenum</i> subsp. <i>periclymenum</i>	4,1	44	1,50
	<i>Rubus ulmifolius</i>	2,3	12,05	3,07
	<i>Hedera helix</i>	4,45	26,5	3,71
	<i>Calluna vulgaris</i>	1,95		2,86
	<i>Erica vagans</i>	2,95		0,36
	<i>Ruscus aculeatus</i>	3,75		0,07
	<i>Daphne laureola</i> subsp. <i>laureola</i>	0,2		
	<i>Hypericum androsaemum</i>	0,15		
	<i>Daboecia cantabrica</i>	1,75		2,29
	<i>Tamus communis</i>		17,55	
	<i>Cytisus scoparius</i> subsp. <i>cantabricus</i>		0,1	
	<i>Clematis vitalba</i>		3,8	
	<i>Rosa canina</i> subsp. <i>squarrosa</i>		17,6	

	Taxones / según estratos (en m)	Pikandi (%)	Garralda (%)	Garrastatxu (%)
HERBÁCEAS	<i>Pteridium aquilinum</i>	8,05	17,75	13,21
	<i>Blechnum spicant</i>	8,9		1,50
	<i>Oreopteris limbosperma</i>	2,45	0,05	0,07
	<i>Polistichum setiferum</i>	0,05		
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	2,3	47,4	5,93
	<i>Serratula tinctoria</i> subsp. <i>seoanei</i>	0,05		
	<i>Erythronium dens-canis</i>	0,25		
	<i>Anemone nemorosa</i>	0,65	14,4	
	<i>Euphorbia dulcis</i>	0,9	0,1	0,93
	<i>Polygala serpyllifolia</i>	0,05		
	<i>Oxalis acetosella</i>	0,8		0,29
	<i>Agrostis curtisii</i>	0,85		5,07
	<i>Solidago virgaurea</i>	1,65	0,1	
	<i>Teucrium scorodonia</i>	0,05	26,45	1,57
	<i>Melampyrum pratense</i>	0,55		
	<i>Polygonatum odoratum</i>	0,15	0,05	
	<i>Saxifraga hirsuta</i> subsp. <i>hirsuta</i>	0,5		
	<i>Euphorbia amygdaloides</i> subsp. <i>amygdaloides</i>	0,6	8,9	
	<i>Ranunculus tuberosus</i>	1,05		
	<i>Lysimachia nemorum</i>	0,15		
	<i>Cardamine hirsuta</i>	0,05		
	<i>Viola riviniana</i>	0,6	8,85	
	<i>Brachypodium sylvaticum</i> subsp. <i>sylvaticum</i>	1,1	9,55	6,79
	<i>Luzula sylvatica</i> subsp. <i>henriquesii</i>	0,05		
	<i>Lathraea clandestina</i>	0,05		
	<i>Stachys officinalis</i> subsp. <i>officinalis</i>	0,55	0,1	
	<i>Ajuga reptans</i>	0,1		
	<i>Potentilla erecta</i>	0,05		2,64
	<i>Carex</i> sp.	0,1		
	<i>Aquilegia vulgaris</i> subsp. <i>vulgaris</i>	0,05		
	<i>Phyteuma pyrenaicum</i>	0,05		
	<i>Circaea lutetiana</i> subsp. <i>lutetiana</i>	0,05		
	<i>Symphytum tuberosum</i>		0,05	
	<i>Asphodelus albus</i>		14,45	
	<i>Silene latifolia</i> subsp. <i>alba</i>		0,15	
	<i>Stellaria media</i>		17,6	
	<i>Polypodium interjectum</i>		17,7	
	<i>Lamium galeobdolon</i> subsp. <i>montanum</i>		8,8	
	<i>Melica uniflora</i>		8,85	
	<i>Veronica chamaedrys</i>		17,6	
	<i>Senecio</i> sp.		8,8	
	<i>Melanpirum pratense</i>		8,75	
	<i>Arenaria grandiflora</i> subsp. <i>grandiflora</i>		0,05	
<i>Pulmonaria longifolia</i>		0,1		
<i>Fragaria vesca</i>		8,8		
<i>Laserpitium prutenicum</i> subsp. <i>dufourianum</i>		8,85		
<i>Cephalanthera damasonium</i>		0,05		
<i>Picris hieracoides</i>		0,05		
<i>Orchis purpurea</i>		0,05		
<i>Geranium robertianum</i>		1,85		
Orobanchaceae		0,05		
<i>Holcus lanatus</i>		0,05		
<i>Lathyrus linifolius</i>		0,05		
<i>Crepis capillaris</i>		0,05		

	Taxones / según estratos (en m)	Pikandi (%)	Garralda (%)	Garrastatxu (%)
HERBÁCEAS	<i>Geum urbanum</i>		3,5	
	<i>Hepatica nobilis</i>		1,8	
	<i>Arum italicum</i>		0,1	
	<i>Vicia sativa subsp. cordata</i>		17,5	
	<i>Iris graminea</i>		8,8	
	<i>Helleborus viridis</i>		0,05	
	<i>Primula acaulis</i>		17,5	
	<i>Ranunculus nemorosus</i>		8,8	
	<i>Dactylis glomerata</i>		17,5	
	<i>Vicia cracca</i>		0,05	
	<i>Taraxacum officinale</i>		8,75	
	<i>Scrofularia canina subsp. canina</i>		0,05	
<i>Asplenium trichomanes</i>		0,05		

	Taxones / según estratos (en m)	Pikandi (%)	Garralda (%)	Garrastatxu (%)
MUSGOS, LÍQUENES Y HONGOS	Líquenes ligados troncos y ramas	33,5	35,5	34,07
	Líquenes ligados a suelo y rocas	42,1	12,5	56,07
	Musgos en troncos	38,7	23,5	27,50
	Musgos en rocas y suelos	36,8	32	33,21
	Hongos	26,45	0	0,29
	Hojarasca	65	41,5	42,50
	Suelo o roca desnuda	70,1	13,25	25,93

En lo concerniente a los criterios de raigambre cultural, es de destacar el notable interés patrimonial del robledal albar, especialmente en su faceta etnocultural conforme a las indagaciones hechas sobre el terreno y las entrevistas a la población local. El valor perceptual, estima a partir de encuestas a la población, alcanza en los tres casos una puntuación sobresaliente; lo mismo que el didáctico que muestra un buen ejemplo de bosque maduro, con evidente carácter relicto, altos niveles de protección, innumerables valores eco-biotópicos y eco-biocenóticos, y un manejo secular y sostenible del bosque. Los criterios de raigambre cultural-estructural son más bien moderados en las tres localizaciones, aunque más altos en el caso de Garralda. En definitiva, el interés cultural ofrece puntuaciones de medias a altas, muy similares a otros bosques mesófilos como los de roble pedunculado o encinar cantábrico.

El Interés de Conservación, suma de valores naturales y culturales, arroja puntuaciones muy elevadas, de las más altas logradas hasta la fecha para agrupaciones forestales de ámbito global.

La Prioridad de Conservación resulta de multiplicar el Interés de Conservación por el nivel de amenaza. Esta última presenta valores muy contenidos en lo tocante a la densidad de población, ya que estos bosques se ubican en comarcas con baja presión demográfica. Por otra parte, la ubicación de estas florestas en lugares relativamente recónditos y con fuertes desniveles topográficos -especialmente relevantes en el caso de Garrastatxu y Pikandi- da lugar a accesibilidades muy bajas; a cambio, la transitabilidad es relativamente alta puesto que no estamos ante bosques de estructura intrincada. Por último, en cuanto a amenazas alternativas éstas son muy reducidas al encontrarse, en la mayoría de los casos, en zonas protegidas. A resultas de todo ello, el factor de global de amenaza es muy bajo para Garrastatxu, bajo a moderado para Garralda y medio para Pikandi.

En definitiva, los valores concernientes a la Prioridad de Conservación ofrecen notables diferencias entre la alta puntuación obtenida por Pikandi y Garralda, y la más discreta de Garrastatxu. Como se ha señalado, en los tres casos hay que tener en cuenta que el bajo nivel de amenaza global hace que los guarismos de urgencia proteccionista se reduzcan considerablemente. Ello hace que, en el caso de los robledales albares, dirijamos nuestra

atención preferente al Interés de Conservación que, como se ha referenciado anteriormente, es muy elevado, a la altura del de ciertas agrupaciones punteras del Cono Sur americano, y superior al de la generalidad de formaciones estudiadas hasta la fecha a escala global (156).

Tabla 2. Valoración LANBIOEVA de los robledales albares

Valoración		Parámetros	Pikandi	Garralda	Garrastatxu	
INCON	INNAT	INFIT	DIVERSIDAD	7,1	7,1	5,1
			NATURALIDAD	9,9	10	10
			MADUREZ (x2)	20	20	20
			REGENERABILIDAD	10	10	10
			SUMA (INFIT GLOBAL)	47	47,1	45,1
		INTER	RAREZA (x2)	14,7	14,1	12
			ENDEMICIDAD	0,2	0	0
			RELICTISMO	6	5,8	6
			CAR. FINÍCOLA	0	0	0
		SUMA (INTER GLOBAL)	20,9	19,9	18	
		INMES	F. GEOMORFOLÓGICA (x2)	20	20	20
			F. CLIMÁTICA	10	10	10
			F. HIDROLÓGICA	10	10	10
			F. EDÁFICA	8	8	8
			F. FAUNÍSTICA	9	10	9
	SUMA (INMES GLOBAL)	57	58	57		
	INEST	RIQ. POR ESTRATOS (x0,5)	7,4	7,2	5,6	
		COB. POR ESTRATOS (x0,5)	5,7	6,0	5,1	
		RIQ. DE MICROHAB.	6,1	6,8	5,8	
		CONECT. ESPACIAL	18	16,1	16	
		SUMA (INEST GLOBAL)	37,2	36,1	32,5	
	SUMA (INNAT GLOBAL)			162,1	161	152,6
	INCUL	INPAT	VALOR ETNOBOTÁNICO (X2)	15,2	20	14,6
			VALOR PERCEPCIONAL	9,8	10	10
			VALOS DIDÁCTICO	10	10	10
			SUMA (INPAT GLOBAL)	35	40	34,6
INCULEST		VALOR FISIONÓMICO ESTRUCT.	1,5	2	2	
		VALOR CULTURAL ESTRUCT.	2	5	2	
		SUMA (INCULEST GLOBAL)	3,5	7	4	
SUMA (INCUL)			38,5	47	38,6	
SUMA (INCON)			200,6	208	191,2	
PRIORIDAD DE CONSERVACIÓN	PRESIÓN DEMOGRÁFICA		1	1	1	
	ACCESIBILIDAD-TRANSITABILIDAD		5,7	5,2	3	
	AMENAZAS ALTERNATIVAS		3	2,6	3	
	FACTOR GLOBAL DE AMENAZA		9,7	8,8	7	
	PRICON		1.946,6	1.846,8	1.338,5	

4. CONCLUSIONES

Los bosques de *Quercus petraea* escasean en el contexto regional de transición entre la Cordillera Cantábrica y los Pirineos. Las observaciones propias y ajenas efectuadas durante los últimos años confirman su carácter relictivo en la zona, en gran medida determinado por la expansión y competencia de *Fagus sylvatica*, sobre todo en los sectores más elevados de la jurisdicción potencial del albar. En la presente aportación se han estudiado y valorado tres muestras representativas de este tipo de bosque: dos en el País Vasco (Pikandi y Garrastatxu) y una en Navarra (Garralda). Labor que tendrá continuidad en otras localizaciones (Encartaciones vizcaínas, Comarca de la Barranca navarra, norte de Navarra) que han de ser estudiadas con mayor detenimiento para obtener una visión global y exacta de la situación de estas florestas dentro del contexto territorial antedicho.

Pese a arraigar, en todos los casos, en laderas de fuerte pendiente, sustratos petranos y suelos ácidos y oligotróficos, los robledales albares acogen buen número de especies, especialmente en los casos de Garralda y Pikandi.

Los resultados de la aplicación del método de valoración biogeográfica LANBIOEVA arrojan resultados bien esclarecedores, tanto en lo concerniente al Interés de Conservación como a la Prioridad de Conservación. Respecto al primero de ellos y en lo que toca al Interés Natural, el interés fitocenótico del robledal albar puede calificarse de sobresaliente, a la cabeza de todas las agrupaciones forestales del ámbito de estudio. Ello deriva de su alto grado de diversidad y naturalidad, circunstancia que se extiende al criterio de madurez y, en menor medida, al de resiliencia. En cuanto al interés territorial, los robledales no son, en general, muy pródigos en elementos raros, endémicos o finícolas; pero estas limitaciones son compensadas con creces en los albares dado su acreditado carácter relictico. El interés mesológico alcanza cotas verdaderamente punteras en todos y cada uno de los items que lo integran, destacando claramente sus funciones geomorfológica, edáfica y faunística. El interés estructural se presenta algo más comedido, habida cuenta de que esta agrupación vegetal presenta buenos niveles de riqueza y cobertura por estrato, discreta variedad de microhábitats y un grado más que aceptable de conectividad espacial.

Los criterios que conforman el Interés Cultural mantienen la misma tónica. En efecto, tanto en su vertiente patrimonial (etnobotánica, perceptual y didáctica) como estructural (fisionómica y cultural) los robledales albares son pródigos en elementos y valores ligados a un determinado manejo tradicional y ancestral por parte del ser humano y que concitan una atención cada día mayor en la sensibilidad y políticas conservacionistas. Con todo ello, el Interés de Conservación, suma del Interés Natural e Interés Cultural, alcanza puntuaciones que los sitúan claramente al frente de las agrupaciones vegetales más estimables de la zona de estudio.

Sin embargo, y pese a lo sobresaliente del Interés de Conservación, la Prioridad de Conservación alcanza registros ciertamente contenidos en los robledales albares. Ello se explica por el afortunadamente bajo Factor de Amenaza al que están sometidos, pues su carácter montaraz les hace ubicarse en zonas relativamente alejadas de los núcleos poblacionales, presentar mediocre accesibilidad y transitabilidad y no ser objeto preferente de amenazas alternativas tales como la invasión de elementos xenófitos o planes de construcción de infraestructuras diversas. Ha de tenerse en cuenta, además, el hecho de que la mayor parte de las manchas de albar se asientan en espacios protegidos; lo que aleja riesgos y peligros y garantiza un tipo de gestión forestal que prima la función geoecológica sobre la meramente productiva.

En todo caso, formaciones vegetales tan menguantes como los robledales albares son acreedoras de protección a ultranza, aunque no cuenten, en la actualidad, con presiones o impactos antrópicos importantes. Han de arbitrarse y aplicarse, por tanto, medidas como el control de actividades extractoras y ganaderas que garanticen la preservación de, cuando menos, los rodales mejor conservados, lo que es especialmente imperativo y urgente en el caso de los bosques de Garralda.

REFERENCIAS

Aizpurua, I.; Aseginolaza, C.; Uribe-Echebarría, P.M.; Urrutia, P.; Zorrakin, I. (1999). *Claves ilustradas de la Flora del País Vasco y territorios limítrofes*. Vitoria-Gasteiz: Gobierno Vasco, Departamento de Urbanismo Vivienda y Medio Ambiente.



- Aramburu, A. (Dir.). (1996). *Vegetación de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Vitoria-Gasteiz: Gobierno Vasco, Departamento de Urbanismo Vivienda y Medio Ambiente.
- Blanco, E.; Casado, M.A.; Costa, M.; Escribano, R.; García, M.; Génova, M.; Gómez, A.; Gómez, F.; Moreno, J.C.; Morla, C.; Regato, P.; Sainz, H. (1997). *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Barcelona: Planeta.
- Díaz, M.C.; Lozano, P.J. (2017). Los paisajes de dehesa de la provincia de Ciudad Real. *Cuadernos Geográficos*, 56 (3): 187-206.
- Gobierno Vasco. (1991). *Mapa de vegetación de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Vitoria-Gasteiz: Gobierno Vasco, Departamento de Urbanismo Vivienda y Medio Ambiente. Escala 1:25.000.
- Loidi, J. (1983). *Estudio de la flora y vegetación de las cuencas de los ríos Deva y Urola en la provincia de Guipúzcoa*. Madrid: Universidad Complutense: Tesis Doctoral.
- Lozano-Valencia, P.J.; Varela-Ona, R.; Latasa-Zaballos, I.; Lozano-Fernández, A.; Meaza-Rodríguez, G. (2020). Biogeographic assessment of vegetal landscape, at a global scale, through “LANBIOEVA” methodology (Landscape Biogeographical Evaluation). *XXXIV UGI Congress Book*. Istanbul, 15 pp. In press.
- Rivas, S.; Bascones, J.C.; Díaz, T.E.; Fernández, F.; Loidi, J. (1991). Vegetación del Pirineo occidental y Navarra. *Itinera Geobotánica*, 5: 5-456.
- Streiff, R.; Labbe, T.; Bacilieri, R.; Steinkellner, H.; Glös, J.; Kremer, A. (1998). Within-population genetic structure in *Quercus robur* L. and *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. assessed with isozymes and microsatellites. *Molecular Ecology*, 7: 317-328. [doi:10.1046/j.1365-294X.1998.00360.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-294X.1998.00360.x)

CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD
XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía
Santander (Cantabria), 22-25 junio de 2020



PAISAJES RELICTOS EN LOS MONTES DE TOLEDO (ESPAÑA). LOS HUMEDALES COMO REFUGIO

Reyes Luelmo Lautenschlaeger^{1,2}, Sebastián Pérez Díaz³ y José Antonio López Sáez¹

¹ Instituto de Historia. CSIC. reyes.luelmo@cchs.csic.es; joseantonio.lopez@cchs.csic.es

² Dpto. Geografía. Universidad Autónoma de Madrid.

³ Dpto. Geografía, Urbanismo y Ordenación del Territorio. Universidad de Cantabria.
sebastian.perezdiaz@unican.es

RESUMEN

El paisaje de los Montes de Toledo, en el centro de la península ibérica, está dominado por un clima y una vegetación típicamente mediterráneos. Sin embargo, llama la atención la aparición en ciertos hábitats de especies como el abedul o el avellano, consideradas relictas en la zona y limitadas al refugio que ofrecen los ambientes más húmedos de los Montes de Toledo. Pero la pervivencia de ambos taxones se encuentra seriamente comprometida debido a la actividad antrópica directa o indirecta sobre los humedales. En el presente trabajo se analizan el origen y la evolución de sus comunidades detallando la historia holocena de abedules y avellanos a partir del estudio del registro fósil de algunas de las turberas de los Montes de Toledo.

Palabras clave: península ibérica, refugios, abedul, avellano, turberas.

ABSTRACT

The Toledo Mountains' landscape, in central Spain, is dominated by typical Mediterranean climate and vegetation. However, the presence of species such as birch or hazelnut in certain habitats is striking. Both of them are relict species only present in humid refugia through the Toledo Mountains. Currently those sites are affected directly and indirectly by human impact endangering those species. In this paper we analyse these facts from a temporal perspective through the study of the palaeoenvironmental record of some mires of these mountains, detailing the Holocene history of birch and hazel.

Keywords: iberian peninsula, refugia, birch, hazel, peatlands.

1. INTRODUCCIÓN

La percepción de la montaña siempre ha estado relacionada con el refugio y la supervivencia en un espacio límite, pero no sólo para las personas, sino que también sirven de marco de protección a algunas especies vegetales relictas que no podrían sobrevivir fuera de estos escenarios. Cuando se producen cambios desfavorables en la tendencia climática general, a los que algunas especies no son capaces de sobreponerse, sus poblaciones se contraen hacia aquellos lugares que cuentan con unas condiciones bajo las que pueden perdurar hasta que vuelva a restablecerse la situación. Es decir, son áreas que actúan como refugio ecológico y permiten la expansión de las comunidades desplazadas toda vez que se recuperan las

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Luelmo Lautenschlaeger, R.; Pérez Díaz, S.; López Sáez, J.A. (2020). Paisajes relictos en los Montes de Toledo (España). Los humedales como refugio. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 591-600.

condiciones iniciales en un proceso que puede llevar siglos, milenios o incluso ser irreversible (Bennet y Provan, 2008; Keppel *et al.*, 2012).

Las características de los refugios están determinadas por la topografía local, que condiciona parámetros específicos del hábitat o nicho ecológico y que favorece la formación de microclimas que difieren de la tendencia regional, convirtiéndolos en enclaves esenciales para la supervivencia de algunos taxones vegetales. Sin embargo, son variables, sus límites temporales y espaciales son difíciles de señalar con exactitud y en ocasiones no es posible reconocerlos en la actualidad, sino que es necesario adentrarse en el pasado a través de la paleoecología para conocer su importancia con una perspectiva diacrónica. Estos hábitats destacan por contar con una diversidad de especies mucho mayor que la que acoge el entorno que los rodea y resultan básicos para la conservación de la biodiversidad (Valladares *et al.*, 2004; Finsinger *et al.*, 2006; Keppel *et al.*, 2012; McLaughlin *et al.*, 2017). Uno de los ecosistemas que juega un papel fundamental como refugio son las turberas, caracterizadas por la presencia constante de agua y una acumulación de materia orgánica que no ha completado su descomposición. Estos humedales, por sus características, acogen un gran número de taxones especialistas, pero en áreas como la cuenca mediterránea suponen un aporte de agua imprescindible cuando sobreviene una etapa de sequía estacional, lo que hace de ellos un lugar adecuado para la supervivencia de aquellas especies menos adaptadas a las condiciones climáticas imperantes (Balbo *et al.*, 2017).

Los Montes de Toledo, en el corazón de la península ibérica, son uno de los conjuntos más representativos del mediterráneo occidental. La presencia de especies como *Myrica gale*, *Taxus baccata*, o el desarrollo de poblaciones de *Corylus avellana* asociadas a estos enclaves incrementa la importancia de este grupo montañoso como referente de biodiversidad (López Sáez *et al.*, 2014; Luengo y Sánchez Mata, 2015). A esto contribuyen también las comunidades de abedul (*Betula pubescens* subsp. *celtibérica*, *B. pendula* subsp. *fontqueri* var. *parvibracteata*), que constituyen una rareza florística dentro de los Montes de Toledo que es necesario estudiar temporalmente respecto a su vulnerabilidad y resiliencia (Sánchez del Álamo *et al.*, 2010; Morales *et al.*, 2018).

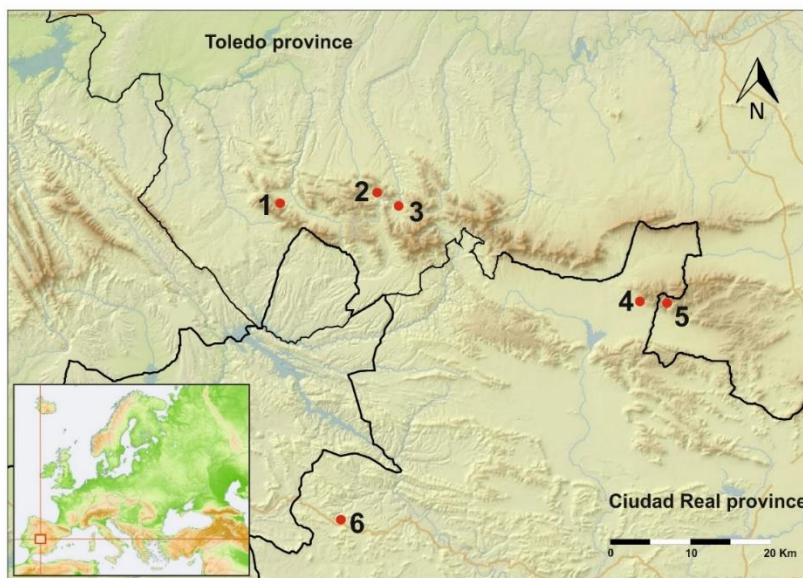
El propósito del presente estudio es señalar la importancia que han tenido en el pasado los distintos humedales que se hallan repartidos por los Montes de Toledo para especies como el abedul o el avellano, destacando el papel que han jugado en la configuración vegetal y en la biodiversidad presente en la actualidad. De esta forma, se quiere hacer constar el valor natural y cultural de estos refugios y aportar herramientas para su protección y conservación, señalando la amenaza de la actividad antrópica indiscriminada y el riesgo que suponen para este tipo de enclaves acciones como el drenaje, el sobrepastoreo o la construcción de infraestructuras entre otras (Sánchez del Álamo *et al.*, 2010; López Sáez *et al.*, 2014).

2. ÁREA DE ESTUDIO

Los Montes de Toledo son un conjunto de media montaña que se extiende entre las cuencas de los ríos Tajo y Guadiana, ocupando un lugar central en la península ibérica. Su configuración presenta una orientación este-oeste a través de las provincias de Toledo y Ciudad Real. Están compuestos principalmente por elevaciones de cuarcitas y pizarras, así como de afloramientos graníticos que en su conjunto alcanzan entre los 300 y los 900 m s.n.m., aunque destacan algunas cotas superiores a los 1.400 m s.n.m. como el Macizo del Rocigalgo o Corral de Cantos (Martín *et al.*, 2004).

Figura 1. Los Montes de Toledo y turberas estudiadas

Fuente: elaboración propia a partir de Luelmo-Lautenschlaeger *et al.*, 2019.



1. Patateros; 2. Las Lanchas; 3. La Botija; 4. Bermú; 5. Valdeyernos; 6. El Perro.

El clima de estos montes es típicamente mediterráneo con una notable influencia oceánica en el sector más occidental del macizo. La temperatura media anual es de 17°C y la media de precipitación oscila entre 600-800 mm (Mas *et al.*, 1983; Ninyerola *et al.*, 2005). La vegetación dominante en el piso mesomediterráneo son los encinares (*Quercus ilex* subsp. *ballota*) y los alcornoques (*Q. suber*). Los primeros incluyen especies mesotermófilas como *Arbutus unedo*, *Phillyrea angustifolia*, *Pistacia terebinthus* o *Pyrus bourgaeana*, mientras que los segundos están acompañados de *Quercus faginea* subsp. *broteroi*, *Q. pyrenaica* y *Acer monspessulanum* entre otros. En el piso supramediterráneo dominan las formaciones de robleal de *Quercus pyrenaica*. Entre ellos aparecen especies consideradas relictas en la zona como *Myrica gale*, *Taxus baccata*, *Prunus lusitanica*, *Corylus avellana* y *Betula* sp. (Perea y Perea, 2008, Bouso *et al.*, 2019).

3. METODOLOGÍA

Se han seleccionado para su estudio paleopalinológico seis turberas a lo largo de los Montes de Toledo (Figura 1). Todas ellas se muestrearon mediante una sonda rusa y han sido datadas mediante ^{14}C utilizando la técnica AMS. Las fechas obtenidas fueron calibradas mediante CALIB 7.1 utilizando la curva IntCal113 (Reimer *et al.*, 2013), salvo aquellas posteriores a 1950, que fueron calibradas con CALIBomb con el paquete de calibración NH zona 1, según las recomendaciones de Hua y Barbetti (2004). Para cada una se generó un modelo de edad-profundidad utilizando la librería Clam 2.2. en R 3.2.2 (Blaauw, 2010). Datos más concretos sobre la cronología estimada de cada sección y el resto de fechas ^{14}C disponibles pueden consultarse en las publicaciones respectivas de cada registro paleoambiental (Dorado Valiño *et al.*, 2014a, 2014b; Luelmo *et al.*, 2018a, 2018b, 2018c, 2019). Las fechas referidas en este trabajo se señalan como cal BC (fechas calibradas antes de Cristo) o cal AD (fechas calibradas Anno Domini).

El procedimiento químico para la obtención de la fracción espora-polínica ha seguido la metodología clásica palinológica (Moore *et al.*, 1991). La extracción del polen se ha llevado a cabo mediante diferencias densimétricas utilizando licor de Thoulet (Goeury y de Beaulieu, 1979), añadiendo al comienzo del proceso una pastilla de *Lycopodium* para el cálculo de la concentración (Stockmarr, 1979). La identificación de los palinomorfos, así como la de los microfósiles no polínicos, se ha basado en atlas y referencias bibliográficas especializadas (Moore *et al.*, 1991; Reille, 1999; van Geel, 2001; Beug, 2004; Cugny *et al.*, 2010) y la colección de referencia disponible en el Instituto de Historia (CCHS-CSIC) en Madrid. En el caso de los morfotipos polínicos correspondientes a la familia Ericaceae se ha seguido a Mateus (1989). Finalmente, dada la importancia de estos taxones en el presente trabajo, se ha optado por seguir las directrices señaladas por Blackmore *et al.* (2013) respecto a la diferenciación morfológica de los tipos polínicos correspondientes a *Betula*, *Corylus* y *Myrica*.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El abedul es una especie abundante en la cornisa cantábrica y en el noroeste de la península ibérica, mientras que resulta una excepción en un entorno como los Montes de Toledo. Normalmente prolifera en suelos ácidos o con pocos nutrientes y forma rodales cerrados de carácter arborescente. Se caracteriza por una notable capacidad de rebrote que junto con las mencionadas características convierte al abedul en una especie aventajada ante las perturbaciones (Mas *et al.*, 1983; Sánchez del Álamo *et al.*, 2010). Durante el Holoceno, las comunidades de abedul presentan una tendencia descendente en la península debido a la intensificación del clima mediterráneo y la intervención del ser humano sobre el medio (Mas *et al.*, 1983; Sánchez del Álamo *et al.*, 2010).

Por otra parte, los abedules tienen una elevada dependencia de la disponibilidad hídrica. Dicho requerimiento hace que en la actualidad se encuentren acantonados en espacios con una humedad constante, cerca de cualquier curso de agua permanente que les permita la supervivencia en los momentos de sequía estacional. Dichos periodos críticos pueden afectar a las turberas y favorecer el desarrollo de especies que compitan con el abedul hasta hacerlo desaparecer. Todo ello provoca que las poblaciones presentes en los Montes de Toledo no sean extensas, sino que se hallen fragmentadas constituyendo mosaicos dispersos y muy localizados, generalmente estables, sin apenas componente arbustivo y con una población envejecida (Mas *et al.*, 1983; Sánchez del Álamo *et al.*, 2010).

En la actualidad, en los Montes de Toledo destacan algunas comunidades de *Betula* estando su mayoría asociadas a turberas, como el caso de la población de La Ventilla (Retuerta del Bullaque). En concreto, ésta es la única población conocida en el área de los Montes de *Betula pubescens* subsp. *celtiberica*, aunque en el pasado probablemente tuvo una presencia mayor (Mas *et al.*, 1983; Sánchez del Álamo *et al.*, 2010; López Sáez *et al.*, 2014). Algo más extensa es la presencia de *Betula pendula* subsp. *fontqueri*, que cuenta con dieciséis poblaciones en Toledo y dos en Ciudad Real. Además, se han reintroducido en los enclaves de Brezoso (Alcoba de los Montes) y Valdeyernos (Los Yébenes) (Sánchez del Álamo *et al.*, 2010). La protección activa de algunas de estas comunidades está favoreciendo en gran medida su supervivencia al alejar ciertas amenazas como la ganadería o el aprovechamiento de los recursos forestales, tradicionalmente centrado en el carboneo (Mas *et al.*, 1983).

Por su parte, el avellano es una especie considerada pionera por su gran capacidad de dispersión, la reserva de nutrientes de sus semillas y su capacidad de adaptación a los veranos cálidos y secos, dos características que le confieren una gran ventaja en entornos mediterráneos.

Su expansión al comienzo del Holoceno se ve favorecida por la facilidad para establecerse en entornos perturbados y por su resiliencia frente a un escenario de oscilaciones climáticas y veranos secos, así como a eventos de incendio tras los cuales se revela como un taxón altamente competitivo, junto con el mencionado abedul (Fisinger *et al.*, 2006). Con todo, es una especie rara en el Mediterráneo, refugiada en los cañones de los ríos y en las riberas, sin que destaque en los Montes de Toledo. Se conocen algunas referencias, especialmente en Ciudad Real, entre la vertiente toledana de los Montes y Sierra Morena, donde se acantonan otras poblaciones. Su hábitat también está fragmentado, sin que haya grandes comunidades de avellanos en la zona a pesar de la activa intervención del ser humano en este marco de media montaña (Luengo y Sánchez Mata, 2015).

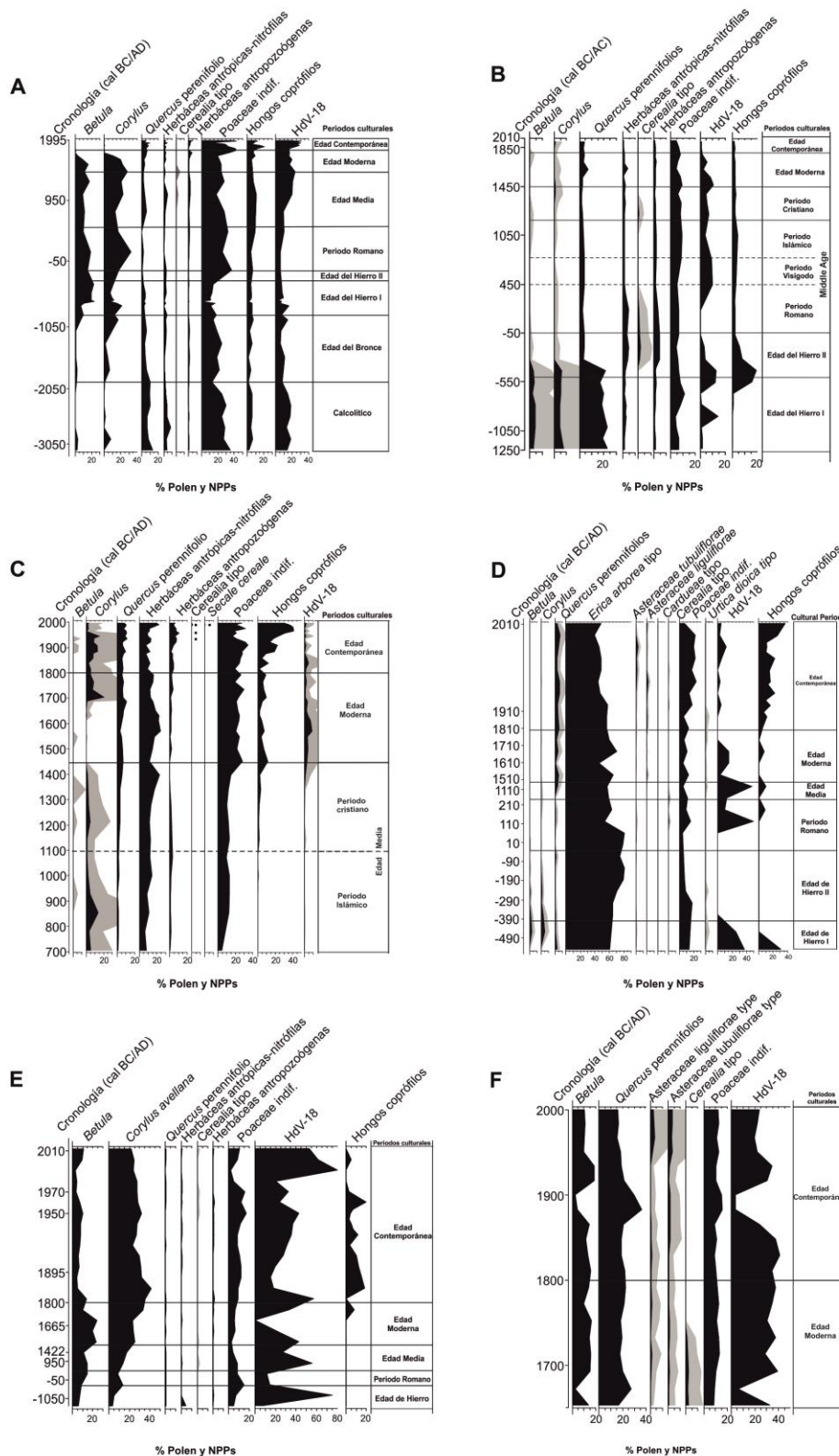
La presencia de estas especies en la actualidad es consecuencia de la evolución que han tenido las comunidades vegetales en el entorno a lo largo del tiempo. Diversos estudios paleoecológicos llevados a cabo en los Montes de Toledo han revelado una presencia mucho mayor en el pasado y han subrayado la importancia de los distintos enclaves higroturbosos y de ribera como refugio para estas especies a lo largo del tiempo.

Tanto el abedul como el avellano se encuentran presentes en el sur de los Montes de Toledo desde el Calcolítico (aprox. 3300-2250 cal BC) (Figura 2A) como demuestra el depósito de El Perro, aunque de forma discreta. Durante la Edad del Bronce (aprox. 2250/2200-850 cal BC) se produce en ese entorno un tímido crecimiento de las comunidades antrópicas, lo que se traduce en una mayor intervención sobre el paisaje, tal y como indican el aumento de las especies nitrófilas y el de los pastos. La estabilización de abedules y avellanos como elemento en el paisaje tiene lugar a finales de la Edad del Bronce (aprox. 2250/2200-850 cal BC) y la Primera Edad del Hierro (850-450 cal BC), cuando tanto las condiciones climáticas como la influencia de las actividades del ser humano en el entorno facilitan la expansión de ambas especies. Sin embargo, la fuerte antropización resultará perjudicial para estas poblaciones, forzando su disminución durante el periodo de dominación romano y la Edad Media (50 cal BC-450 cal AD y 450-1450 cal AD respectivamente) y será la razón de su definitiva desaparición en la Edad Contemporánea (1800 cal AD-presente) (Luelmo *et al.*, 2019).

En la vertiente norte de los Montes, la prevalencia de estas especies en las zonas refugio es algo más limitada, aunque su estrecha relación con estos enclaves es indiscutible, tal como apuntan los distintos depósitos estudiados. El registro de Patateros (Figura 2D) está dominado por ericáceas y gramíneas y en este caso la presencia de avellano y abedul es muy discreta durante la Primera Edad del Hierro (850-450 cal BC), al final de la cual disminuyen a causa de un descenso en las condiciones de humedad, circunstancia que no se aprecia en los depósitos de menor altitud como El Perro. Hay un leve repunte durante el periodo de dominación romana (50-cal BC-450 cal AD) favorecido por la clara expansión de la actividad ganadera hacia los Montes de Toledo, como ponen en evidencia la visible deforestación y la apertura de pastos en la zona o el incremento de marcadores ganaderos, aunque después esta actividad no prospere (Dorado *et al.*, 2014a).

En el entorno de la turbera de La Botija durante la Primera y la Segunda Edad del Hierro (850-50 cal BC) (Figura 2B) hay una presencia de avellanos y abedules más significativa que la población de Patateros. Si bien las condiciones climáticas son favorables a su desarrollo, la presión antrópica termina por desplazar dicho conjunto como pone de manifiesto la relación de este descenso con la evidente deforestación que tiene lugar al final de la Edad del Hierro (450-50 cal BC), el incremento abrupto del estrato arbustivo, especialmente en el caso de los brezales, o el descenso de las ciperáceas y el aumento significativo de las especies asociadas al ser humano (López Sáez y López Merino, 2005; Luelmo *et al.*, 2018b).

Figura 2. Diagrama resumido de las turberas seleccionadas



A. El Perro; B. La Botija. C. Bermú; D. Patateros; E. Valdeyernos; F. Las Lanchas.
 Las curvas grises representan una exageración del 5%. Los puntos representan una presencia menor del 3%.

El depósito de Las Lanchas (Figura 2F) es el registro más joven de todos los estudiados y constituye un ejemplo perfecto del papel que juegan las turberas como refugio para distintas especies (Luelmo *et al.*, 2018a). Estando protegida como microrreserva y enclavada en un abrupto cañón, apenas ha sido explotada. A pesar de ello, las comunidades humanas de la zona hicieron un llamativo esfuerzo durante la Edad Moderna para poner en cultivo estas tierras, como apunta la aparición de polen de cereal suficiente, aunque se abandona al final de este periodo. Sin embargo, esta perturbación antrópica apenas prospera en el entorno de Las Lanchas y las poblaciones de avellano y abedul forman conjuntos maduros que aún hoy dominan este peculiar enclave (Luelmo *et al.*, 2018a).

En el sector más nororiental de los Montes de Toledo, los depósitos de Bermú y Valdeyernos (Figuras 2C y 2E) también son un buen testimonio de la evolución de las poblaciones de avellano y abedul. En el caso de Bermú, ambos taxones se ven favorecidos por la intervención sobre el medio que tiene lugar durante el periodo Islámico (*ca.* 711-1100 cal AD), pues es posible detectar un incremento en la actividad antrópica. También durante la ocupación cristiana y especialmente durante la Edad Moderna (1100-1450 cal AD, 1450-1800 cal AD respectivamente) hay un repunte favorecido por estas causas, como indica el incremento de las especies nitrófilas y antropozoógenas o la expansión de *Quercus perennifolia*. Sin embargo, a pesar de que la actividad del ser humano en tanto que factor de perturbación favorece la expansión de estas especies, cuando es demasiado intensa llega a comprometer las poblaciones de avellano y abedul, como sucede en la Edad Contemporánea, cuando la ganadería termina desplazándolas definitivamente (Luelmo *et al.*, 2018b). Por el contrario, en el entorno de Valdeyernos, hoy protegido (Figura 1) (Dorado *et al.*, 2014b), es precisamente la actividad humana la que facilita la expansión de la población de *Corylus*. La abundante presencia de abedules se ve reducida al mismo tiempo que se multiplica el impacto del ser humano en el entorno de la turbera, apreciable por un incremento en la cantidad de hongos coprófilos y la apertura de pastos entre otros indicadores. Sin embargo, esta explotación es tardía, comenzando a ser relevante especialmente durante el final de la Edad Moderna y manteniéndose durante la Edad Contemporánea (Dorado *et al.*, 2014b).

Del mismo modo existen otros enclaves que han sido estudiados en el entorno de los Montes de Toledo, como la turbera de Brezoso (Morales *et al.*, 2018) o la de Raña Maleta y La Ventilla, actualmente en estudio, que también reflejan la importancia que han tenido este tipo de enclaves para la pervivencia de poblaciones de *Betula* y *Corylus* y la relevante impronta de la intervención del ser humano en la dinámica de estas especies.

5. CONCLUSIONES

La presencia de especies como el avellano o el abedul en los Montes de Toledo constituye una rareza florística que llama la atención en el entorno mediterráneo. En este conjunto de media montaña en el centro de la península ibérica, las turberas actúan como refugio para estas especies cuyos requerimientos hídricos y su tolerancia a las condiciones climáticas hacen difícil su proliferación fuera de los límites de los humedales.

La presencia de avellanos y abedules ha estado relacionada con factores naturales, siendo éstos en ocasiones los desencadenantes de la expansión de estas especies pioneras, como en el caso de El Perro, pero también el papel que ha jugado el ser humano ha sido determinante en su evolución. En algunos casos, la presión antrópica ha llevado a estas especies a su desaparición, en el caso de las del entorno de Patateros durante la etapa de dominación romana mientras que, en otros como en el caso de Bermú, han permanecido más tiempo hasta que han

perdido relevancia en el conjunto vegetal (Dorado *et al.*, 2014a; López Sáez *et al.*, 2014; Luelmo *et al.*, 2018a, 2019). Por lo tanto, es importante entender el tándem de la dinámica antrópica y la variabilidad climática como factores determinantes a la hora de discernir la historia biogeográfica que han seguido las poblaciones de especies relictas como el abedul y el avellano en el entorno de los Montes de Toledo. Su presencia ligada a enclaves higroturbosos se apoya en las exigencias edáficas de las mismas, en la capacidad que tienen para adaptarse a suelos pobres en nutrientes y con elevada acidez. Estas condiciones, junto a las garantías hídricas que ofrecen en periodos estivales las turberas hacen de ellas un enclave privilegiado para acoger estas especies y por lo tanto es imposible desligar el desarrollo de avellanos y abedules del de los enclaves que les han servido de refugio y que hoy en día siguen constituyendo un entorno extraordinario y de protección para estas especies.

Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado por el proyecto REDISCO-HAR2017-88035-P (Plan Nacional I+D+I, Ministerio de Economía y Competitividad). Reyes Luelmo Lautenschlaeger es beneficiaria de un contrato predoctoral FPU (Ministerio de Educación, Cultura y Deporte) FPU16/00676.

REFERENCIAS

- Balbo, A.L.; Martínez Fernández, J.; Esteve Selma, M.A. (2017). Mediterranean wetlands: archaeology, ecology and sustainability. *Wires Water*, 4: 1-16. doi:10.1002/wat2.1238.
- Bennett, K.D.; Provan, J. (2008). What do we mean by 'refugia'? *Quat. Sci. Rev.*, 27: 2449-2455. doi:10.1016/j.quascirev.2008.08.019.
- Beug, H.J. (2004). *Leitfaden der Pollenbestimmung für Mitteleuropa und Angrenzende Gebiete*. Stuttgart: Gustav Fisher Verlag.
- Blaauw, M. (2010). Methods and code for classical age-modelling of radiocarbon sequences. *Quat. Geochron.*, 5: 512-518. doi:10.1016/j.quageo.2010.01.002.
- Blackmore, S.; Steinmann, J.A.J.; Hoen, P.P.; Punt, W. (2003). Betulaceae and Corylaceae. *Rev. Paleobot. Palynol.*, 123: 71-98.
- Bouso Muñoz, V.; Pérez Badia, R.; Rodríguez Rojo, P.; Rodríguez Torres, A.; Sardinero-Roscales, S.; Fernández González, F. (2019). Sinopsis de la vegetación de la provincia de Toledo. En: López Sáez, J.A.; Pérez Díaz, S.; García Gómez, E.; Alba Sánchez, F. (Eds.). *Historia de la vegetación y los paisajes de Toledo*. Toledo: CSIC; Diputación de Toledo: 88-131.
- Cugny, C.; Mazier, F.; Galop, D. (2010). Modern and fossil non-pollen palynomorphs from the Basque mountains (western Pyrenees, France): The use of coprophilous fungi to reconstruct pastoral activity. *Veget. Hist. Archaeobot.*, 19: 391-408. doi:10.1007/s00334-010-0242-6.
- Dorado Valiño, M.; López Sáez, J.A.; García Gómez, E. (2014a). Patateros, Toledo Mountains (central Spain). *Grana*, 53: 171-173. doi:10.1080/00173134.2014.903293.
- Dorado Valiño, M.; López Sáez, J.A.; García Gómez, E. (2014b). Valdeyernos, Toledo Mountains (central Spain). *Grana*, 53: 315-317. doi:10.1080/00173134.2014.936490.
- Finsinger, W.; Tinner, W.; Van Der Knaap, O.; Ammann, B. (2006). The expansion of hazel (*Corylus avellana* L.) in the Southern Alps: A key for understanding its early Holocene history in Europe. *Quat. Sci. Rev.*, 25: 612-631. doi:10.1016/j.quascirev.2005.05.006.
- Goeury, C.; de Beaulieu, J.L. (1979). À propos de la concentration du pollen à l'aide de la liqueur de Thoulet dans les sédiments minéraux. *Pollen Spores*, 21(1-2): 239-251.
- Hua, Q.; Barbetti, M. (2004). Review of tropospheric bomb ¹⁴C data for carbon cycle modelling and age calibration purposes. *Radiocarbon*, 46: 1273-1298. doi:10.1017/S0033822200033142P.

- Keppel, G.; Van Niel, K.P.; Wardell Johnson, G.W.; Yates, C.J.; Byrne, M.; Mucina, L.; Schut, A.G.T.; Hopper, S.D.; Franklin, S.E. (2012). Refugia: identifying and understanding safe havens for biodiversity under climate change. *Global Ecol. Biogeogr.*, 21: 393-404. [doi:10.1111/j.1466-8238.2011.00686.x](https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00686.x).
- López Sáez, J.A.; López Merino, L. (2005). Precisiones metodológicas acerca de los indicios paleopalínológicos de agricultura en la Prehistoria de la península ibérica. *Portugalia*, 25: 53-64. <http://hdl.handle.net/10261/93814>.
- López Sáez, J.A.; García Río, R.; Alba Sánchez, F.; García Gómez, E.; Pérez Díaz, S. (2014). Peatlands in the Toledo Mountains (central Spain): Characterisation and conservation status. *Mires Peat*, 15: 1-23. <http://www.mires-and-peat.net/>.
- Luelmo Lautenschlaeger, R.; López Sáez, J.A.; Pérez Díaz, S. (2018a). Las Lanchas, Toledo Mountains (central Spain). *Grana*, 57: 246-248. [doi:10.1080/00173134.2017.1366547](https://doi.org/10.1080/00173134.2017.1366547).
- Luelmo Lautenschlaeger, R.; López Sáez, J.A.; Pérez Díaz, S. (2018b). Botija, Toledo Mountains (central Spain). *Grana*, 57: 322-324. [doi:10.1080/00173134.2017.1400587](https://doi.org/10.1080/00173134.2017.1400587).
- Luelmo Lautenschlaeger, R.; Pérez Díaz, S.; Alba Sánchez, F.; Abel Schaad, D.; López Sáez, J.A. (2018c). Vegetation History in the Toledo Mountains (Central Iberia): Human Impact during the Last 1300 Years. *Sustainability*, 10: 2575. [doi:10.3390/su10072575](https://doi.org/10.3390/su10072575).
- Luelmo Lautenschlaeger, R.; Pérez Díaz, S.; Blarquez, O.; Morales Molino, C.; López Sáez, J.A. (2019). The Toledo Mountains: A Resilient Landscape and a Landscape for Resilience? Hazards and Strategies in a Mid-Elevation Mountain Region in Central Spain. *Quaternary*, 2: 1-19. [doi:10.3390/quat2040035](https://doi.org/10.3390/quat2040035).
- Luengo Nicolau, E.; Sánchez Mata, D. (2015). A hazel tree relict community (*Corylus avellana* L., *Betulaceae*) from the Guadiana River Middle Basin (Ciudad Real, Spain). *Lanzarota*, 36: 133-137. [doi:10.5209/rev-LAZA.2015.v36.51335](https://doi.org/10.5209/rev-LAZA.2015.v36.51335).
- Martín Serrano, A.; Molina, E.; Nozal, F.; Carral, M.P. (2004). Itinerario A2. Transversal en los Montes de Toledo. Benito, G.; Díez Herrero, A. (Eds.). *Itinerarios Geomorfológicos por Castilla-La Mancha: Libro de las Excursiones Desarrolladas Durante la VIII Reunión Nacional de Geomorfología, Celebrada en Toledo, 22-25 de septiembre de 2004*. Madrid: Sociedad Española de Geomorfología-CSIC Centro de Ciencias Medioambientales: 51-82.
- Mas Hernández, R.; Muñoz Jiménez, J.; Sanz Herráiz, C. (1983). Las formaciones relictas con tejo, abedul y arce en el macizo del Rocigalgo (Montes de Toledo). *VI Coloquio de Geografía*. Mallorca: Asociación de Geógrafos Españoles: 193-200
- Mateus, J.E. (1989). Pollen Morphography of Portuguese Ericales. *Revista Biología*, 14: 135-208.
- McLaughlin, B.C.; Ackerly, D.D.; Zion, K.P.; Natali, J.; Dawson, T.E.; Thompson, S.E. (2017). Hydrologic refugia, plants, and climate change. *Glob. Chang. Biol.*, 23: 2941-2961. [doi:10.1111/gcb.13629](https://doi.org/10.1111/gcb.13629).
- Moore, P.D.; Webb, J.A.; Collinson, M.E. (1991). *Pollen Analysis*. Londres: Blackwell.
- Morales Molino, C.; Colombaroli, D.; Tinner, W.; Perea, R.; Valbuena Carabaña, M.; Carrión, J.S.; Gil, L. (2018). Vegetation and fire dynamics during the last 4000 years in Cabañeros National Park (central Spain). *Rev. Palaeobot. Palynol.*, 253: 110-122. [doi:10.1016/j.revpalbo.2018.04.001](https://doi.org/10.1016/j.revpalbo.2018.04.001).
- Morales Molino, C.; Tinner, W.; Perea, R.; Carrión, J.S.; Colombaroli, D.; Valbuena Carabaña, M.; Zafra, E.; Gil, L. (2019). Unprecedented herbivory threatens rear-edge populations of *Betula* in southwestern Eurasia. *Ecology*, 100: e02833. [doi:10.1002/ecy.2833](https://doi.org/10.1002/ecy.2833).
- Ninyerola, M.; Roure, J.M.; Fernández, X.P. (2005). *Atlas climático digital de la península ibérica: metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica*. Bellaterra: Universitat Autònoma de Barcelona.
- Perea, D.; Perea, R. (2008). *Vegetación y flora de los Montes de Toledo. Guía de Campo*. Toledo: Covarrubias.
- Reille, M. (1999). *Pollen et spores d'Europe et d'Afrique du Nord*. Marsella: Laboratoire de Botanique Historique et Palynologie.
- Reimer, P.J.; Bard, E.; Bayliss, A.; Beck, J.W.; Blackwell, P.G.; Bronk Ramsey, C.; Buck, C.E.; Cheng, H.; Edwards, R.L.; Friedrich, M.; Grootes, P.M.; Guilderson, T.P.; Haflidason, H.; Hajdas, I.; Hatté,



- C.; Heaton, T.J.; Hoffmann, D.L.; Hogg, A.G.; Hughen, K.A.; Kaiser, K.F.; Kromer, B.; Manning, S.W.; Niu, M.; Reimer, R.W.; Richards, D.A.; Scott, E.M.; Southon, J.R.; Staff, R.A.; Turney, C.S.M.; van der Plicht, J. (2013). Intcal13 and marine13 radiocarbon age calibration curves 0-50,000 years cal BP. *Radiocarbon*, 55: 1869-1887. doi:10.2458/azu_js_rc.55.16947.
- Sánchez del Álamo, C.; Sardinero, S.; Bouso, V.; Hernández Palacios, G.; Pérez Badía, R. Fernández González, F. (2010). Los abedulares del Parque Nacional de Cabañeros: Sistemática, demografía, biología reproductiva y estrategias de conservación. En: Ramírez, L.; Asensio, B. (Eds.). *Proyectos de Investigación en Parques Nacionales: 2006-2009*. Madrid: Organismo Autónomo Parques Nacionales, 275-310.
- Stockmarr, J. (1971). Tablets with spores used in absolute pollen analysis. *Pollen Spores*, 13: 614-621.
- Valladares, F.; Camarero, J.J.; Pulido, F.; Gil Pelegrín, E. (2004). El bosque mediterráneo, un sistema humanizado y dinámico. En: Valladares, F. (Ed.). *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente: 13-25.
- Van Geel, B. (2001). Non-pollen palynomorphs. En: Smol, J.P.; Birks, H.J.B.; Last, W.M. (Eds.). *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments, Vol. 3, Terrestrial, Algal, and Siliceous Indicators*. Dordrecht Kluwer: 99-119.

NUEVOS DATOS SOBRE LA COMPOSICIÓN DE LOS BOSQUES DEL PARQUE NATURAL SIERRA DE LAS NIEVES (SERRANÍA DE RONDA, ESPAÑA) DURANTE EL HOLOCENO, A PARTIR DEL ANÁLISIS PEDOANTRACOLÓGICO

José Antonio Olmedo Cobo, Rubén Pardo Martínez y José Gómez Zotano

Dpto. de Análisis Geográfico Regional y Geografía Física/UGR.
jaolmedo@ugr.es; rubenpardo@ugr.es; jgzotano@ugr.es

RESUMEN

En este trabajo se presenta información inédita acerca de la composición de los bosques del Parque Natural Sierra de las Nieves (Serranía de Ronda, España) durante el Holoceno. El método de trabajo ha consistido en el análisis pedoantracológico, es decir, en la búsqueda de carbón vegetal procedente de incendios forestales o quemaduras antrópicas en suelos naturales para su posterior identificación y datación radiocarbónica. Este proceder se ha aplicado en tres localidades de estudio del espacio protegido representativas de las fitocenosis de montaña de este territorio, entre las que destacan los abetales de *Abies pinsapo* y los quejigales de montaña caducos de *Quercus alpestris*. Para ambas formaciones béticas, endémicas y en peligro de extinción, el macizo de la Sierra de las Nieves ejerce de refugio biogeográfico en un entorno macroclimático de tipo Mediterráneo desfavorable. La implementación y análisis de la información paleoecológica obtenida permite avanzar en la gestión conservacionista y adaptativa de la riqueza forestal de estos bosques, frente al cambio climático y en el marco de los espacios naturales protegidos de la Red Natura 2000.

Palabras clave: paleobiogeografía, carbón, *Abies pinsapo*, *Quercus alpestris*, C^{14} , Holoceno.

ABSTRACT

This paper presents unpublished information about the composition of the forests of the Sierra de las Nieves Natural Park (Serranía de Ronda, Spain) during the Holocene. The method of work has consisted of the pedoantracological analysis, that is, in the search for charcoal from forest fires or anthropic burning in natural soils for its subsequent identification and radiocarbon dating. This procedure has been applied in three locations of study of the protected space representative of the mountain phytocenosis of this territory, among which are the fir trees of *Abies pinsapo* and the mountain deciduous forest of *Quercus alpestris*. For both betic formations, considered endemic and endangered, the Sierra de las Nieves massif acts as a biogeographic refuge in an unfavorable Mediterranean macroclimatic environment. The implementation and analysis of the paleoecological information obtained allows the forest conservation and adaptive management of these forests to be advanced in the face of climate change within the protected natural areas of the Natura 2000 Network.

Key words: paleobiogeography, charcoal, *Abies pinsapo*, *Quercus alpestris*, ^{14}C , Holocene.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Olmedo Cobo, J.A.; Pardo Martínez, R.; Gómez Zotano, J. (2020). Nuevos datos sobre la composición de los bosques del Parque Natural Sierra de Las Nieves (Serranía de Ronda, España) durante el Holoceno, a partir del análisis pedoantracológico. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 601-611.

1. INTRODUCCIÓN

El conocimiento paleoecológico de los bosques de montaña de la Cordillera Bética (sur de España) a lo largo de los últimos 10.000 años es notablemente deficiente, tal y como apuntan, por diversas causas, autores como López y López (1994) y Olmedo-Cobo *et al.* (2017a, 2019). Hasta la fecha, el estudio de los pólenes ha sido la principal fuente de procedencia de prácticamente todas las investigaciones que analizan o se relacionan con esta cuestión; Carrión (2012) recoge buena parte de los análisis palinológicos efectuados en diferentes enclaves béticos, entre otros, resultantes de muy diversos ambientes (turberas, cuevas, lagunas, yacimientos arqueológicos). En este contexto, solo unos pocos registros (como por ejemplo los derivados de las sucesivas prospecciones en las turberas de la laguna de Padul, en Sierra Nevada) aportan información detallada que permite, con certeza, conocer la composición florística de diversos bosques de montaña de la Cordillera a lo largo del Holoceno. A ello se une el hecho de que el polen no siempre asegura la presencia *in situ* de la especie de la que deriva la muestra. Junto a los análisis polínicos, aunque con mucho menor desarrollo y tradición como fuente de conocimiento paleoecológico, hay que considerar los estudios del carbón del suelo, procedentes de incendios forestales, que en el caso de la Cordillera Bética se limitan a los recientes trabajos de Gómez-Zotano *et al.* (2017) y Olmedo-Cobo *et al.* (2017a, 2019). Esta metodología, de gran utilidad para el estudio de coníferas de montaña y otras especies supraforestales constituyentes del límite superior del bosque-, no había sido implementada para el conocimiento de la flora del pasado en este territorio. Su aplicación, como era de esperar, comienza a desvelar interesantes pautas paleobiogeográficas, hasta ahora desconocidas, de especies orófilas como *Abies pinsapo* o *Pinus pinaster*.

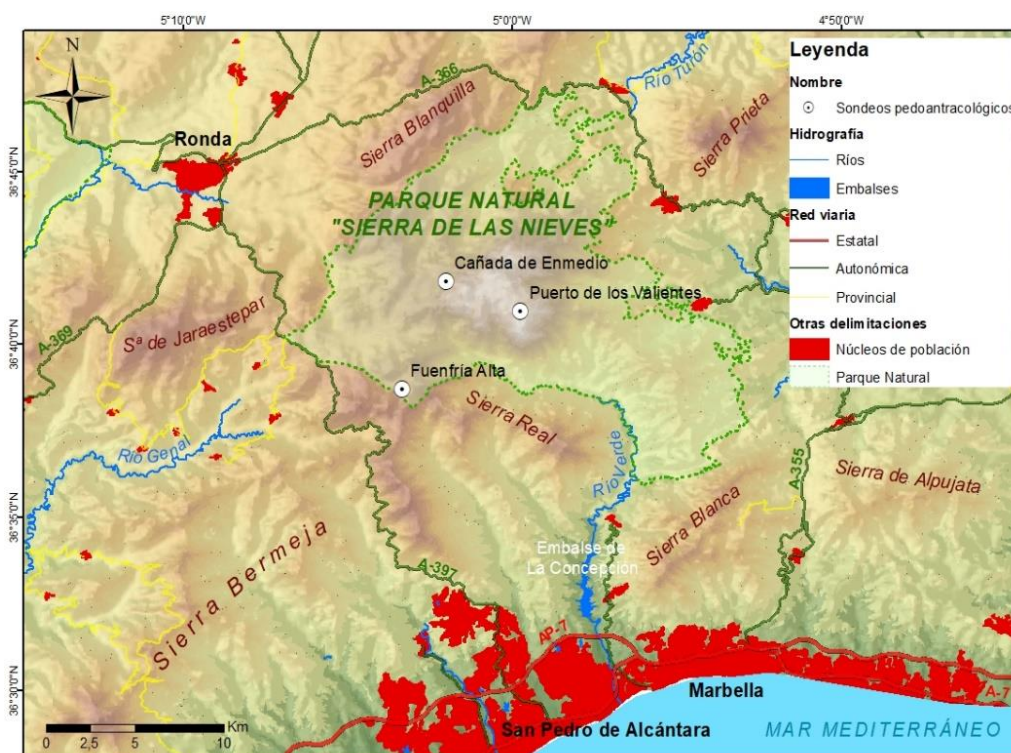
En el caso del Parque Natural Sierra de las Nieves (Serranía de Ronda), hasta la fecha los datos de los que se disponían no permitían profundizar en el conocimiento de la composición de sus bosques en diferentes momentos del Holoceno, más allá de la consideración de los abetales de *A. pinsapo* como bosques paleo-endémicos climáticos de carácter relicto terciario (Arista, 1995; Linares *et al.*, 2011; Alba-Sánchez y López-Sáez, 2013). Junto a los abetales, los quejigales de montaña de *Quercus alpestris* ocupan un hábitat restringido a las altas montañas calizas de la Serranía de Ronda (sierras de las Nieves y Tolox), donde sus poblaciones presentan una neta regresión (el 90% de los individuos son adultos y senescentes) y una escasa supervivencia de plántulas; a ello hay que añadir el hecho de que su hábitat esté fuertemente alterado por procesos erosivos y sometido a una gran presión ganadera, lo que justifica su catalogación como especie en peligro de extinción (Bañares *et al.*, 2011).

Los resultados obtenidos permiten una inicial aproximación al conocimiento de la composición de los bosques durante determinados momentos del Holocenos en la Sierra de las Nieves, destacando el hallazgo de una nueva paleolocalidad de abetal y pino resinero. Estos resultados no solo son de gran valor en sí mismos, dada la nula información de tipo paleoecológico a escala local existente hasta ahora para este territorio, sino que han de ser implementados en las estrategias de conservación, especialmente de abetales y quejigales de montaña, cuyo desarrollo hasta la fecha se ha basado en el estudio de las condiciones actuales de sus hábitats y en el análisis de fuentes documentales históricas.

2. ÁREA DE ESTUDIO Y CONTEXTO FLORÍSTICO ACTUAL

El Parque Natural Sierra de las Nieves comprende más de 20.000 ha en el corazón de la Serranía de Ronda, en el extremo occidental de la Cordillera Bética (Figura 1). Se trata de un macizo de carácter estructural con una morfología kárstica muy desarrollada dado el predominio de calizas, dolomías y mármoles, si bien el afloramiento local de otros roquedos, como peridotitas, micaesquistos y gneises, otorga al complejo cierta diversidad litoedáfica; predominan, en este sentido, leptosoles e inceptisoles, y en menor medida alfisoles, molisoles y vertisoles, cuyo desarrollo generalmente queda condicionado por las fuertes pendientes y el escaso recubrimiento vegetal en el tercio superior del macizo. Respecto a su clima, Olmedo-Cobo y Gómez-Zotano (2017b) identifican en este espacio un clima mediterráneo de carácter semi-continental subhúmedo-húmedo, con condiciones de alta montaña en las cumbres. Las diferencias altitudinales existentes en el Parque Natural (300 a 1.919 m s.n.m.) permiten identificar cuatro zonificaciones bioclimáticas principales: termo y mesomediterráneo seco a húmedo, supramediterráneo subhúmedo a hiperhúmedo y oromediterráneo hiperhúmedo (pico Torrecilla). Desde el punto de vista biogeográfico, este territorio se inserta en el sector Rondeño de la provincia Bética (Rivas-Martínez, 2011), y que presenta una riqueza florística constituida por más de 1.400 taxones, cerca de 80 asociaciones y comunidades vegetales, destacando las de tipo forestal (alcornocales, encinares, quejigales, robledales, abetales, pinares), y un importante número de taxones endémicos y/o amenazados, entre los que sobresalen *A. pinsapo*, *Q. alpestris*, *Atropa baetica*, *Narcissus bugei*, *Sarcocapnos baetica* subsp. *baetica* y *Taxus baccata* (Pérez-Latorre *et al.*, 2020).

Figura 1. Área de estudio y localización geográfica de los sondeos pedoantracológicos
 Fuente: elaboración propia a partir del Servicio de Cartografía del CEDER.



3. METODOLOGÍA

El método pedoantracológico consiste en el análisis de los carbones vegetales encontrados en suelos naturales y que proceden de incendios forestales naturales o quemas antrópicas, con el objeto de identificar las especies o géneros de las muestras recopiladas. Posteriormente, la datación radiocarbónica permite obtener cronologías de antigüedad de los fragmentos recuperados. En la presente investigación, el método ha seguido las pautas expuestas con detalle en previas investigaciones de los autores (véase, por ejemplo, Olmedo-Cobo *et al.*, 2019). La principal ventaja del método pedoantracológico es que permite reconstruir con gran precisión espacial la historia de la vegetación leñosa incendiada (Talon *et al.*, 1998). Para el caso de la Sierra de las Nieves, se han efectuado tres sondeos pedológicos en otros tantos enclaves con condiciones geográficas y geoecológicas bien contrastadas entre sí (Tabla 1).

Tabla 1. Información geográfica y geoecológica de las localidades objeto de estudio

Localidad	Coordenadas geográficas	Altitud (m s.n.m.)	Ambiente geoecológico	Sustrato/suelo
Fuenfría Alta	316137 4056575	1.217 Mesomediterráneo subhúmedo	Ladera W-NW-10%. Pinar de repoblación	Gneis/regosol
Cañada de Enmedio	318382 4063273	1.385 Supramediterráneo húmedo	Ladera NW-5%. Abetal denso con quejigos aislados	Calizas- margocalizas/ regosol-leptosol
Puerto de los Valientes	321687 4061531	1.685 Supramediterráneo hiperhúmedo	Ladera N-20%. Abetal-quejigal abierto	Calizas/regosol- cambisol

4. RESULTADOS DEL ANÁLISIS PEDOANTRACOLÓGICO. ANTRACOMASAS E IDENTIFICACIONES

En los tres sondeos efectuados se ha encontrado carbón en todos los horizontes de los respectivos perfiles del suelo obtenidos en los muestreos, cuyo tamaño ha sido superior a 0,8 mm (téngase en cuenta que el paso de malla de los tamices utilizados fue de 5, 2 y 0,8 mm). En cualquier caso, cabe aclarar que la cantidad de carbón encontrada es relativamente pequeña, mucho menor que en otros enclaves cercanos en los que los valores de antracomasa hallados han sido ocasionalmente muy superiores (Olmedo-Cobo *et al.*, 2017a). La presencia de fragmentos de carbón hasta una notable profundidad en las tres catas realizadas parece apuntar que los incendios forestales han sido frecuentes en el pasado, considerando que los suelos de montaña prospectados carecen en general de gran desarrollo vertical. En el caso de la localidad de Fuenfría Alta (Tabla 2), el sondeo supuso la determinación de hasta 4 niveles de muestreo, con una profundidad total de 94 cm (Figura 2). En cada uno de estos niveles se encontró carbón vegetal, con tasas modestas de antracomasa que oscilaron entre 122,5 y 208,2 mg/kg. Del total de fragmentos de carbón recuperados mediante el tamizado y el triaje en laboratorio, se han identificado 50 fragmentos en cada uno de los cuatro niveles (200 en total), habiéndose datado 7 de ellos, que en su conjunto han presentado una cronología calibrada de entre 1013 y 9625 BP. En el sondeo de Cañada de Enmedio fueron tres los niveles de muestreo tomados en consideración dada la menor profundidad del suelo prospectado (45 cm) (Figura 3), apareciendo de nuevo carbón en todos los horizontes del perfil obtenido con el trabajo de campo. En este caso, en el nivel III (profundidad de 31 a 45 cm) es donde se ha encontrado una mayor tasa de antracomasa (473,8 mg/kg) considerando los tres sondeos pedológicos efectuados en el Parque

Natural, mientras que en los niveles I y II los valores oscilaron entre 271,1 y 294,5 mg/kg. Al igual que en la localidad anterior, fueron 50 los fragmentos analizados al microscopio para su identificación (150 en total). Las cronologías obtenidas de las 14 muestras sometidas a datación radiocarbónica solo han abarcado un intervalo temporal de 1.155 años, siendo muchas de las muestras de carácter subactual (con una antigüedad inferior a 500 años). Finalmente, el tercer sondeo realizado (Puerto de los Valientes), presentó unos menores valores de antracomasa en el conjunto de los 4 niveles de muestreo definidos -profundidad total de 108 cm- (Figura 4), siendo en superficie donde la antracomasa fue mayor (nivel I, 0 a 18 cm, 226,9 mg/kg). Partiendo de nuevo de 50 muestras identificadas por nivel de muestreo (200 en total), las cronologías de las 7 dataciones de este sondeo se corresponden con un lapso temporal de cerca de 3.000 años (entre 1399 y 4292 años CAL BP).

Respecto a las identificaciones, los tres sondeos han presentado una notable fitodiversidad (especies, géneros y familias), siendo en general las especies arbóreas predominantes frente al matorral (Tabla 3 y Figuras 2 a 4). Sin embargo, en la mayor parte de los casos, las muestras representativas de cada taxón o grupo son escasas, destacando únicamente *Abies* sp. en Cañada de Enmedio y Puerto de los Valientes (16,6 y 6% de las muestras respectivamente), *Fraxinus* sp. en Cañada de Enmedio (8,7%), *Juniperus* sp. en los tres sondeos (5, 10,6 y 26,5% en Fuenfría Alta, Cañada de Enmedio y Puerto de los Valientes respectivamente), labiáceas indeterminadas en Fuenfría Alta (6,5%), *Pinus* sp. en Fuenfría Alta (14,5%), *Quercus* sp. perenne en Puerto de los Valientes (34%), *Quercus* sp. en Fuenfría Alta (38,5%) y rosáceas en Cañada de Enmedio (7,3%). Además, entre un 7 y un 16% fueron muestras no identificadas o solo discriminadas como angiosperma/gimnosperma.

Tabla 2. Niveles de muestreo y antracomosas obtenidas en las localidades analizadas

Sondeo	Niveles de muestreo (cm)	Antracomasa - mg/kg (0,8, 2 y 5 mm)	Muestras identificadas	Rango de cronologías calibradas (n)
Fuenfría Alta	I (0-13)	122,5	50	1013-9625 BP (7)
	II (14-35)	192,1	50	
	III (36-77)	128,8	50	
	IV (78-94)	208,2	50	
Cañada de Enmedio	I (0-13)	271,1	50	Presente-1155 BP (14)
	II (14-30)	294,5	50	
	III (31-45)	473,8	50	
Puerto de los Valientes	I (0-18)	226,9	50	1399-4292 BP (7)
	II (19-58)	155,8	50	
	III (59-78)	35	50	
	IV (79-108)	57,8	50	

Por sondeos, es Fuenfría Alta el que muestra una mayor fitodiversidad, con un total de 6 taxones arbóreos (*Abies* sp., *P. pinaster*, *Pinus* sp., *Quercus* caduco, *Quercus* perenne y *Sorbus* sp.) y otros 9 de arbustos o matorral a nivel de familia, género o especie (caprifoliáceas, *Cistus* sp., *Daphne* sp., *Erica* sp., *Juniperus* sp., labiáceas, leguminosas, *Rhamnus* sp. y rosáceas), además de fragmentos indeterminados de angiosperma o gimnosperma. Por su parte, Cañada de Enmedio destaca por la relativamente abundante presencia de fragmentos de *Abies* sp., junto a otros taxones arbóreos o arborescentes, ausentes en Fuenfría Alta, como *Acer* sp., *Fraxinus* sp. y *Salix* sp., además del género *Quercus*, que es notable, en particular aquellos de carácter

perenne; en el matorral, son escasos los taxones identificados, destacando en mayor medida *Juniperus* sp. por encima de las rosáceas. Finalmente, en el Puerto de los Valientes se repite la presencia de árboles propios de alta montaña, como *Abies* sp, *Acer* sp. y *Sorbus* sp., junto a otros que aparecen aquí por primera vez, como *Taxus baccata*, aunque con un solo fragmento identificado, si bien destaca por encima de todos los árboles la aparición de taxones de *Quercus* sp. (41%), en parte caducos, con gran certeza *Q. alpestris*. En cuanto a la componente de matorral en esta localidad, destaca sobremanera la presencia de *Juniperus* sp. (26,5%), que podría corresponder -aunque con las lógicas reservas mientras que no se compruebe efectivamente que así es- a *Juniperus sabina* y/o a *Juniperus hemisphaerica*.

Tabla 3. Taxones identificados en las localidades objeto de estudio (nº de muestras -n- y %)

Taxones	Fuenfría Alta		Cañada de Enmedio		Puerto de los Valientes	
	n	%	n	%	n	%
<i>Abies</i> sp.	3	1,5	25	16,6	12	6
<i>Acer</i> sp.	-	-	9	6	5	2,5
Angiosperma	7	3,5	6	4	13	6,5
<i>Bupleurum</i> sp.	-	-	2	1,3	-	-
Caprifoliácea	4	2	-	-	-	-
<i>Cistus</i> sp.	5	2,5	-	-	-	-
<i>Crataegus</i> sp.	-	-	-	-	1	0,5
<i>Daphne</i> sp.	2	1	-	-	-	-
<i>Erica</i> sp.	6	3	1	0,7	-	-
Erinacea sp.	-	-	-	-	1	0,5
<i>Fraxinus</i> sp.	-	-	13	8,7	-	-
Gimnosperma	4	2	-	-	10	5
<i>Juniperus</i> sp.	10	5	16	10,6	53	26,5
Labiácea	13	6,5	-	-	8	4
<i>Lavandula</i> sp.	-	-	-	-	1	0,5
Leguminosa	4	2	-	-	-	-
No identificado	12	6	4	2,7	10	5
<i>Pinus pinaster</i>	2	1	-	-	-	-
<i>Pinus</i> sp.	29	14,5	-	-	1	0,5
<i>Quercus</i> sp. caduco	7	3,5	5	3,3	14	7
<i>Quercus</i> sp. perenne	8	4	51	34	-	-
<i>Quercus</i> sp.	77	38,5	4	2,7	68	34
<i>Rhamnus</i> sp.	1	0,5	1	0,7	-	-
Rosácea	3	1,5	11	7,3	-	-
<i>Salix</i> sp.	-	-	1	0,7	-	-
<i>Sorbus</i> sp.	3	1,5	-	-	1	0,5
<i>Taxus baccata</i>	-	-	-	-	1	0,5
<i>Thymus</i> sp.	-	-	1	0,7	1	0,5

Figura 2. Importancia porcentual de los taxones identificados en Fuenfría Alta y esquema vertical del sondeo

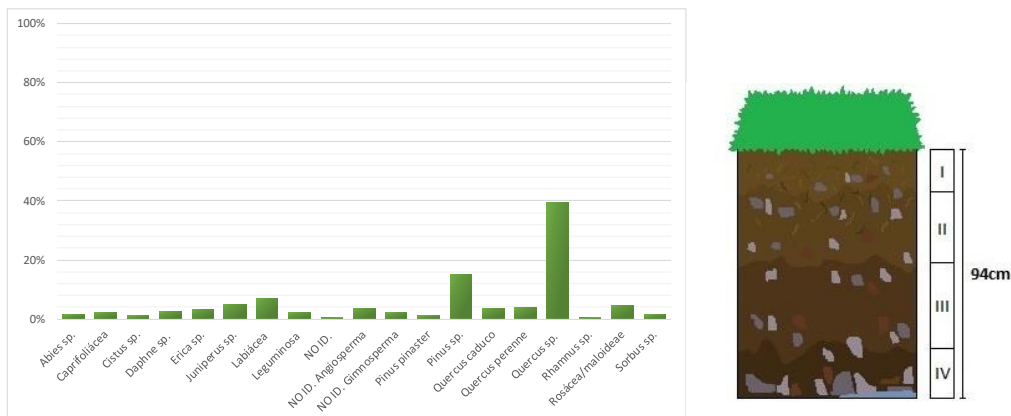


Figura 3. Importancia porcentual de los taxones identificados en Cañada de En medio y esquema vertical del sondeo

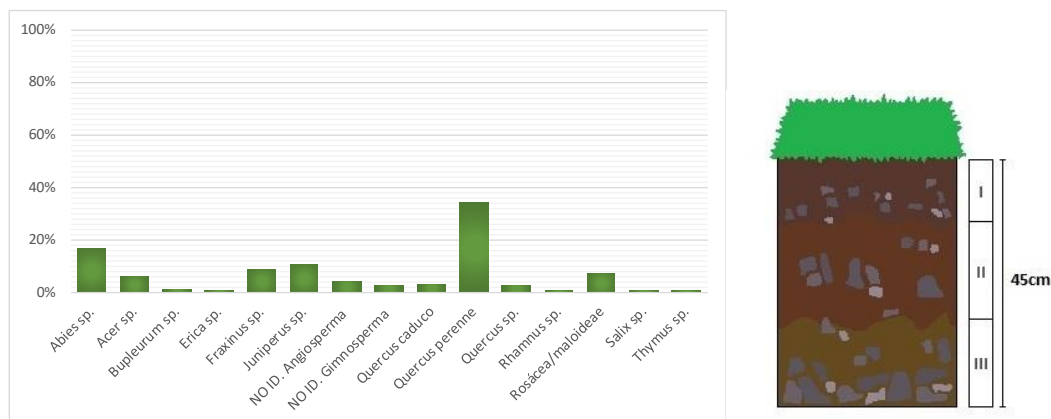
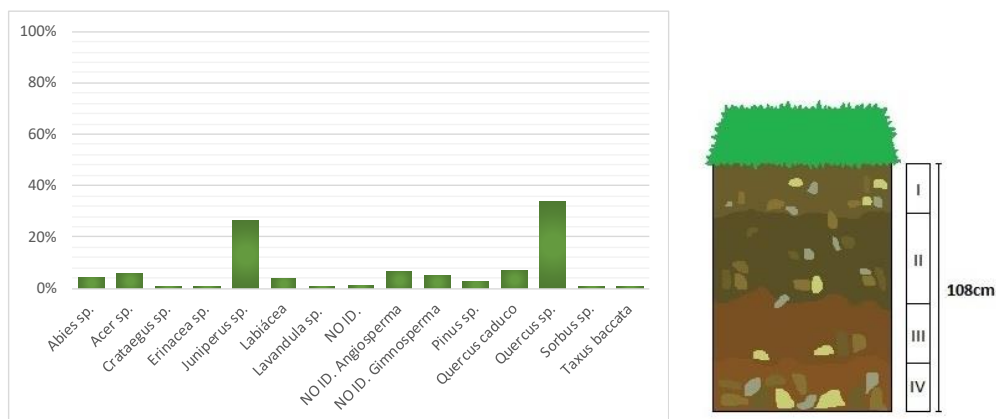


Figura 4. Importancia porcentual de los taxones identificados en Puerto de los Valientes y esquema vertical del sondeo



De entre las especies y géneros identificados de mayor interés, que en este caso se ha establecido que sean los taxones arbóreos, se ha datado un total de 28 fragmentos de carbón, con unos resultados en cuanto a las cronologías obtenidas bastante dispares (Tabla 4). En primer lugar, cabe destacar que solo en el sondeo de Fuenfría Alta las muestras seleccionadas para su datación ofrecen cronologías milenarias de manera general. En este caso, destaca la aparición de *Abies* sp. (3 dataciones), con una antigüedad de entre 9625 y 5676 años CAL BP, convirtiéndose este lugar -dada la ausencia de la especie en la actualidad- en una nueva paleolocalidad de abetal en la Serranía de Ronda, que se suma a las recientemente dadas a conocer por Olmedo-Cobo *et al.* (2017a, 2019) y Pardo-Martínez *et al.* (2020).

Este sondeo, además, demuestra la presencia *in situ* de *P. pinaster* (2 dataciones) hace unos 3.900 años, conífera que, si bien está presente en la actualidad fruto de repoblaciones, no se había podido establecer su posible autoctonía en el lugar, tal y como han demostrado para la limítrofe Sierra de la Palmitera Olmedo Cobo *et al.* (2019). La tercera especie que se ha datado, perteneciente a un taxón caduco sin identificar del género *Quercus* (2 dataciones), presenta una antigüedad fechada entre los años 494 y 1013, que demuestra la presencia, reciente, de planifolios en este lugar, lo que además queda respaldado con el hallazgo de fragmentos de *Sorbus* sp., indicativos en conjunto de unas condiciones microclimáticas y edáficas también favorables a los caducos y no solo propicios para las coníferas. En la actualidad, tanto *Sorbus* como *Quercus* están ausentes en la zona de muestreo -a pesar de que las condiciones ecológicas son propicias para su presencia-, una falta que podría relacionarse en principio con los aprovechamientos tradicionales del monte y la explotación forestal. De hecho, el predominio de pinar de repoblación y la única aparición de helechos (*Pteridium aquilinum*) y geófitos (*Narcissus bugei*) en la localidad de muestreo demuestra la notable alteración de la vegetación, de la que se conocen ahora algunas pautas de su composición florística pasada.

Del sondeo de Cañada de Enmedio se han datado 14 fragmentos, sin que ninguno de ellos haya presentado una antigüedad mayor a 1.000 años. De hecho, las 9 muestras de *Abies* sp. seleccionadas han resultado subactuales (en torno a 300 años o menos), lo que atestigua la importancia que el fuego ha tenido en esta localidad en época reciente y permite valorar en su justa medida el abetal maduro existente aquí, con árboles muy añosos. Una masa que en la actualidad es prácticamente monoespecífica, ya que tan solo aparecen algunos caducos puntuales como *Quercus faginea*, *Acer* sp. y *Fraxinus* sp., lo que precisamente motivó la selección para su datación de varias muestras de carbón de estos géneros con el objeto de comprobar su importancia pretérita en el abetal. Los resultados parecen evidenciar que su presencia en el pasado fue mayor, ya que todas las dataciones se concentran entre los años 1108 y 1452, fechas que también apuntarían a que la etapa final del Medievo fue el momento en el que estos bosques fueron más castigados, tal y como señala Alba-Sánchez *et al.* (2018) para el caso concreto de los abetales. Además, y aunque no se dispone de dataciones, la notable presencia de *Quercus* sp. perenne indicaría que la encina probablemente estuvo presente en este lugar en siglos pasados, si bien su importancia relativa respecto al abetal es difícil de establecer. Otros taxones presentes en el lugar del sondeo, como *Daphne oleoides*, *Crataegus monogyna* o *Lonicera etrusca* no se han encontrado en el registro de carbón.

Del muestreo del Puerto de los Valientes se han datado 7 fragmentos de carbón, 3 de los cuales pertenecen a *Abies* sp., habiéndose obtenido cronologías que demuestran su presencia en este enclave en época subactual (hace entre 500 y 400 años); dado que hoy día el abetal es muy disperso, concentrándose en cañadas inferiores más húmedas y resguardadas, se puede inferir que siglos atrás la densidad del bosque era mayor hasta colonizar enclaves más cimeros y expuestos. Del mismo modo hay que entender la cronología obtenida de la muestra de *Acer* sp. sometida

a datación, con una antigüedad fechada entre 1602 y 1791. Este taxón, al igual que el pinsapo y otros de los que no se han podido efectuar dataciones a pesar de estar presentes en el registro de carbón (*Sorbus* sp. o *Taxus baccata*) se hallan presentes de manera dispersa y relictual en el entorno de la localidad. Este hecho se puede achacar a una mayor relevancia de estas especies en el pasado en el seno del quejigal; es decir, su situación actual es fruto al menos en parte de un proceso de degradación vegetal a causas del fuego.

Tabla 4. Cronologías de las dataciones efectuadas por taxón y nivel de muestreo

Sondeo	Taxón	Nivel de muestreo	Edad absoluta (años BP)	Edad calibrada (Fecha o años BP)	Referencia laboratorio
Fuenfría Alta	<i>Abies</i> sp.	I	5015 ± 35	5874-5726 BP	Poz-113778
	<i>Abies</i> sp.	I	4970 ± 35	5898-5676 BP	Poz-113779
	<i>Abies</i> sp.	III	8740 ± 50	9625 BP	Poz-113780
	<i>Pinus pinaster</i>	IV	3650 ± 40	3935 BP	Poz-113269
	<i>Pinus pinaster</i>	III	3590 ± 35	3896 BP	Poz-113781
	<i>Quercus</i> sp. caduco	I	1095 ± 30	1013	Poz-113782
	<i>Quercus</i> sp. caduco	III	1510 ± 30	494-622	Poz-113783
Cañada de Enmedio	<i>Abies</i> sp.	II	15 ± 30	1725-1919	Poz-113784
	<i>Abies</i> sp.	II	125 ± 30	1766-1903	Poz-113826
	<i>Abies</i> sp.	II	170 ± 30	1699-1916	Poz-113827
	<i>Abies</i> sp.	III	200 ± 30	1690-1926	Poz-113828
	<i>Abies</i> sp.	I	50 ± 30	1728-1919	Poz-113270
	<i>Abies</i> sp.	I	180 ± 30	1696-1917	Poz-113846
	<i>Abies</i> sp.	I	80 ± 30	1730-1926	Poz-113847
	<i>Abies</i> sp.	II	180 ± 30	1696-1917	Poz-113848
	<i>Abies</i> sp.	II	115 ± 30	1764-1939	Poz-113829
	<i>Fraxinus</i> sp.	III	825 ± 30	1264	Poz-113271
	<i>Acer</i> sp.	III	955 ± 30	1155	Poz-113830
	<i>Acer</i> sp.	II	480 ± 30	1452	Poz-113832
	<i>Quercus</i> sp. caduco	III	890 ± 30	1108-1218	Poz-113272
	<i>Quercus</i> sp. caduco	III	825 ± 25	1260	Poz-113273
Puerto de los Valientes	<i>Abies</i> sp.	I	345 ± 30	1638	Poz-113771
	<i>Abies</i> sp.	IV	360 ± 30	1530-1635	Poz-113772
	<i>Abies</i> sp.	I	335 ± 30	1641	Poz-113773
	<i>Acer</i> sp.	IV	265 ± 30	1602-1791	Poz-113774
	<i>Pinus</i> sp.	IV	3860 ± 35	4292-4227 BP	Poz-113775
	<i>Quercus</i> sp. caduco	II	630 ± 30	1399	Poz-113268
	<i>Quercus</i> sp. caduco	IV	1065 ± 30	927-1023	Poz-113776

A este respecto, cabe recordar que esta localidad se caracteriza en la actualidad por la presencia de un quejigal de montaña muy abierto (*Q. alpestris*), junto a taxones típicamente supramediterráneos como *Berberis hispanica*, *Erinacea anthyllis*, *Hormathophylla spinosa*, *Crataegus monogyna*, *Rosa micrantha* o *R. nitidula*, que en su conjunto forman parte de la serie de vegetación *Daphno-Acereto granatensis* subas. *quercetoso alpestris*. Es por ello por lo que también se han datado dos fragmentos de *Quercus* sp. caduco, cuya antigüedad queda comprendida entre los años 927 y 1399; en cualquier caso, se puede afirmar sin duda que el quejigal de montaña ha estado presente aquí durante al menos los últimos 1.000 años. Por último, cabe mencionar que en la influencia del quejigal se desarrolla un sabinar rastrero notable

(umbría del pico Torrecilla), donde además de *Juniperus sabina* se desarrollan otras especies propias de condiciones oromediterráneas, como *Daphne oleoides* o *J. hemisphaerica*. En este caso, el hallazgo de un fragmento de carbón de *Pinus* sp. permite plantear la hipótesis de la posible presencia de un pinar de montaña -además del abetal- como acompañante climácico del sabinar, asimilable a los sabinares subbéticos con pinos salgareños de *Junipero-Pinetum latisquamae* (Rivas-Martínez, 2011). En este caso, es la única muestra de antigüedad milenaria de este sondeo (4292-4227 años CAL BP), si bien, al no haberse podido identificar la especie de procedencia, permanece la interrogante de si en el pasado pudieron alcanzar la Sierra de las Nieves pinares de montaña del grupo *nigra/sylvestris*, presentes hoy día de manera relictiva en otros macizos béticos (Almijara, Mágina) donde *P. nigra* es un relicto que aparece junto a sabinares rastreros orófilos y pinares-sabinares morunos edafoixerófilos.

5. CONCLUSIONES

El análisis pedoantracológico se ha mostrado en los últimos años como una herramienta de gran utilidad para conocer algunas pautas paleoecológicas de especie arbóreas orófilas, en muchos casos constituyentes del límite superior del bosque, en montañas mediterráneas y alpinas de Europa. Así queda demostrado en esta investigación para *Abies pinsapo*, *Quercus alpestris* y, en menor medida, *Pinus pinaster*. En esta aproximación inicial al conocimiento de la flora holocena de abetales y quejigales de montaña de la Sierra de las Nieves, destaca el hallazgo de una nueva paleolocalidad de abetal y pinar resinero, lo que debe contribuir a la gestión conservacionista de los hábitats más amenazados del macizo (abetales y quejigales). La implementación de esta información de corte paleoecológico ofrece respuestas certeras a las incógnitas que inevitablemente acompañan a las modelizaciones teóricas y a los estudios de los hábitats actuales, pilares hasta la fecha de las actuaciones para favorecer la regeneración y expansión natural de estos amenazados bosques relictos y endémicos. Como líneas de trabajo futuras, la presencia puntual de fragmentos de carbón de gran interés por su situación anómala en relación a la vegetación actual -caso del hallazgo de carbón de *Pinus* sp. en el sondeo del Puerto de los Valientes- aconseja profundizar aún más en el conocimiento pedoantracológico de la Sierra de las Nieves con el objeto de desvelar la posible presencia en el pasado, más allá de los abetales, de otras coníferas arbóreas de montaña en este territorio.

Agradecimientos

Los resultados derivados de esta investigación se enmarcan en el proyecto “Reconstrucción Paleobiogeográfica de *A. pinsapo* Clemente ex Boiss. a partir del análisis pedoantracológico: nuevos datos para la gestión de la especie y su hábitat” (CSO2017-83576-P).

REFERENCIAS

- Alba-Sánchez, F.; López, J.A. (2013). Paleobiogeografía del pinsapo en la Península Ibérica durante el Cuaternario. En: López, J. (Coord.). *Los Pinsapares en Andalucía: Conservación y sostenibilidad en el siglo XXI*. Sevilla: Junta de Andalucía: 33-52.
- Alba-Sánchez, F.; Abel-Schaad, D.; López-Sáez, J.A.; Sabariego Ruiz, S.; Pérez-Díaz, S.; González-Hernández, A. (2018). Paleobiogeografía de *Abies* spp. y *Cedrus atlántica* en el Mediterráneo occidental (península ibérica y Marruecos). *Ecosistemas*, 27(1): 26-37.
- Arista, M. (1995). The structure and dynamics of an *Abies pinsapo* forest in southern Spain. *Forest Ecology and Management*, 74: 81-89.

- Bañares, A.; Blanca, G.; Güemes, J.; Moreno, J.C.; Ortiz, S. (2011). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Adenda 2010*. Madrid: Dirección General de Medio Natural y Política Forestal – SEBICOP.
- Carrión, J.S. (2012). *Paleoflora y paleovegetación de la Península Ibérica e Islas Baleares: Plioceno-Cuaternario*. Murcia: M. de Economía y Competitividad y U. Murcia.
- Gómez-Zotano, J.; Olmedo-Cobo, J.A.; Cunill-Artigas, R.; Martínez-Ibarra, E. (2017). Descubrimiento y caracterización geográfica de una depresión ultramáfica en S. Bermeja: nuevos datos geomorfoedáficos, fitogeográficos y paleoecológicos. *Pirineos*, 172: 1-13.
- Linares, J.C. (2011). Biogeography and evolution of *Abies* in the Mediterranean Basin: the roles of long-term climatic change and glacial refugia. *J. of Biogeography*, 38: 619-630.
- López, P.; López, J.A. (1994). Comparison of peats and archaeological samples in the Andalusian region, Spain. *AASP Contributions Series*, 29: 127-139.
- Olmedo-Cobo, J.A.; Cunill-Artigas, R.; Martínez-Ibarra, E.; Gómez-Zotano, J. (2017a). Paleoeología de *Abies* sp. en Sierra Bermeja (sur de la península ibérica) durante el Holoceno medio a partir del análisis pedoantracológico. *Bosque*, 38(2): 259-270.
- Olmedo-Cobo, J.A.; Gómez-Zotano, J. (2017b). Los climas de la Serranía de Ronda: una propuesta de clasificación. *Takurunna*, 6-7: 23-57.
- Olmedo-Cobo, J.A.; Cunill-Artigas, R.; Gómez-Zotano, J. (2019). The native status of *Pinus pinaster* on serpentine soils: charcoal analysis and palaeoenvironmental history in Sierra Bermeja (southern Iberian Peninsula, Spain). *Vegetation History and Archaeobotany*, 28(4): 417-432. [doi:10.1007/s00334-018-0701-z](https://doi.org/10.1007/s00334-018-0701-z)
- Pardo-Martínez, R.; Olmedo-Cobo, J.A.; Gómez-Zotano, J. (2020). Distribución de *Abies pinsapo*: nuevas aportaciones desde la paleobiogeografía para la conservación de un abeto mediterráneo relicto en peligro de extinción. En: Gómez, J., Olmedo, J.A. (Coords.). *Los bosques de la Serranía de Ronda*. Cádiz: Editorial La Serranía, 183-210.
- Pérez-Latorre, A.V.; Hidalgo-Triana, N.; Cabezudo, B. (2020). Biogeografía y bosques de la Serranía de Ronda (Cádiz-Málaga-Sevilla). En: Gómez, J., Olmedo, J.A. (Coord.). *Los bosques de la Serranía de Ronda*. Cádiz: Editorial La Serranía, 11-57.
- Rivas-Martínez, S. (2011). Mapa de series, geoserias y geopermaseries de vegetación de España, *Itinera Geobotánica*, 18: 1-800.
- Talon, B.; Carcaillet, C.; Thinon, M. (1998). Études pédoanthracologiques des variations de la limite supérieure des arbres au cours de l'Holocène dans les Alpes Françaises. *Geographie Physique et Quaternaire*, 52(2): 195-208.

CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD
XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía
Santander (Cantabria), 22-25 junio de 2020



PERTURBACIONES NATURALES GENERADORAS DE DIVERSIDAD: PROCESOS DE LADERA Y COMUNIDADES VEGETALES EN LA SIERRA DE ENTZIA (PAÍS VASCO)

Orbange Ormaetxea, Elena Díaz y Ana Sáenz de Olazagoitia

*Dpto. Geografía, Prehistoria y Arqueología, Universidad del País Vasco.
orbange.ormaetxea@ehu.eus*

RESUMEN

Esta comunicación tiene por objetivos reconocer y caracterizar un proceso complejo y activo de ladera ya constatado en la fotografía aérea de 1932; y reconocer las agrupaciones vegetales que sufren o se adaptan a esa condición de inestabilidad y tapizan estos ambientes. Para ello se ha seleccionado la ladera de Andoin en la sierra de Entzia. En ella se ha realizado un estudio que recoge los efectos de la mecánica de rocas y condiciones hidrológicas en las formaciones climáticas de hayedo calcícola (*Fagus sylvatica*) y de quejigal subcantábrico (*Quercus faginea*), se distinguen y caracterizan las diferentes formaciones arbustivas y herbáceas que colonizan y se desarrollan en las gleras de desprendimiento antiguas y recientes, zonas de deflación pretéritas y actuales y allí donde se producen flujos de material margoso. La variedad de soportes geomorfológicos y su condición de espacios de perturbación determina en un espacio reducido una amalgama de manchas de paisaje vegetal de valor ambiental como didáctico.

Palabras clave: perturbación natural, procesos de ladera, series de vegetación, ladera de Andoin, País Vasco.

ABSTRACT

This communication aims to recognize and characterize a complex and active hillside process and already found in the aerial photography of 1932; and describe the plant groups that suffer or adapt to this instability condition and upholster these environments. For this, the Andoin slope in the Entzia mountain range has been selected. In it, a study has been carried out that includes the effects of rock mechanics and hydrological conditions on climatic formations of calcific beech (*Fagus sylvatica*) and subcantabric oak (*Quercus faginea*), distinguishing and characterizing the different shrubby and herbaceous formations that colonize and develop in the old and recent landslides, areas of past and present deflation and where there are maritime material flows. The variety of geomorphological supports and their condition of disturbance spaces determines in a small space an amalgam of plant landscape spots of environmental value as didactic.

Keywords: natural disturbance, landslides, vegetation series, Andoin slope, Basque Country.

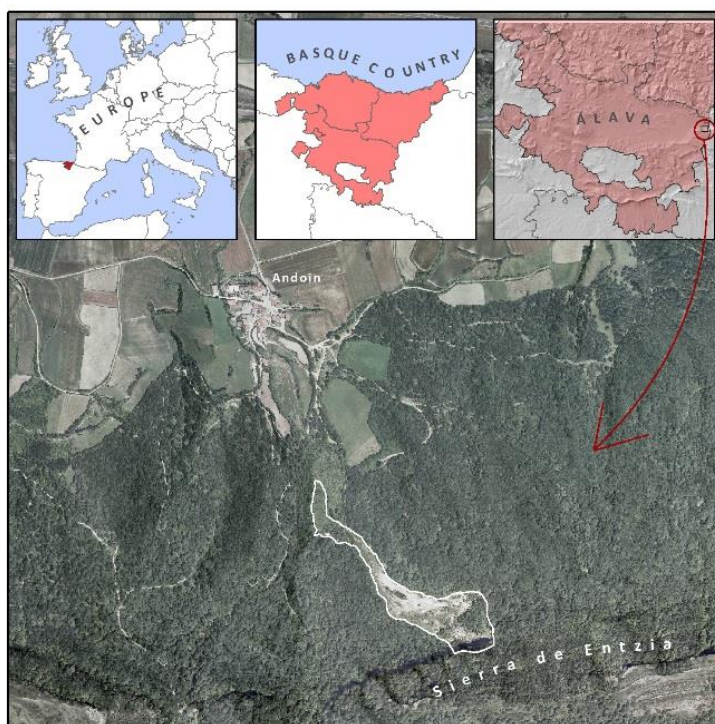
Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Ormaetxea, O.; Díaz, E.; Sáenz de Olazagoitia, A. (2020). Perturbaciones naturales generadoras de diversidad: procesos de ladera y comunidades vegetales en la Sierra de Entzia (País Vasco). Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 613-620.

1. INTRODUCCIÓN

En la vertiente mediterránea de la Comunidad Autónoma del País Vasco se encuentra el movimiento activo (Griffiths y Whitworth, 2012) de mayor dimensión de este territorio: el deslizamiento de Andoin (42° 51' 00" N-2° 15' 36" E), con una superficie de 7 ha (Corral y Alonso, 1988; Ormaetxea *et al.*, 2013; Ormaetxea *et al.*, 2018) (Figura 1). Se trata de un proceso complejo, en cuya cinemática intervienen reptación, caída de rocas, deslizamientos rotacionales y planares, expansiones laterales y flujos (Cruden y Varnes, 1996; Hungr *et al.*, 2014).

Figura 1. Localización del deslizamiento de Andoin



En el estudio de estos procesos se suelen combinar el reconocimiento *in situ*, el uso de fotografías aéreas digitalizadas y ortoimágenes, las técnicas de auscultación y LIDAR (Lollino *et al.*, 2014, Fiorucci *et al.*, 2011; Mora *et al.*, 2003; Van Westen y Lulie, 2003; Walstra *et al.*, 2007; Cardenal *et al.*, 2008; Prokesova *et al.*, 2010; Karsperski *et al.*, 2010; Fernández *et al.*, 2013; Garrido *et al.*, 2013; Glenn *et al.*, 2006; Jäger *et al.*, 2013; Roering *et al.*, 2013).

El uso de fotografías aéreas digitalizadas y ortoimágenes, junto al trabajo de campo es la base del mapa geomorfológico de estos procesos (de Bari *et al.*, 2011, Frodella *et al.*, 2014). Un mapa que expresa una diversidad de procesos que perturban, modifican las condiciones de la ladera y que son causa de una diversidad biofísica entendida a tres niveles: lugar o soporte, suelo y habitat (Geertsema, y Pojar, 2007).

En este contexto el trabajo que aquí se presenta tiene por objetivos:

- Caracterizar este proceso complejo a partir del reconocimiento *in situ*, la cartografía temática y fotografías aéreas digitalizadas.
- Describir, como resultado de la complejidad geomorfológica, la diversidad biofísica que condicionan la dinámica de la vegetación.

2. ÁREA DE ESTUDIO

La ladera de Andoin (605 m s.n.m.) está localizada en la vertiente norte de la Sierra de Entzia (Álava) (1.055 m s.n.m.) sobre el frente del flanco norte de una estructura sinclinal invertida: *sinclinal de Miranda-Treviño-Urbasa* (ITGE, 1989). Los materiales que constituyen el mismo, con un buzamiento SW, corresponden a margocalizas, margas y turbiditas calcáreas (Coniaciense-Santoniense); margas (Campaniense-Maastrichtiense); calcarenitas, margocalizas y areniscas calcáreas (Maestrichtiense superior); dolomías y calizas dolomíticas (Paleoceno-Daniense) y calizas bioclásticas y calizas arrecifales masivas (Daniense) que forman la pared superior (del Olmo *et al.*, 1978). La alta permeabilidad de las calizas de cabecera crea sobre las margas muy poco permeables un espacio saturado en agua que, unido a la fisuración, debilitan el escarpe propiciando los desprendimientos. El cambio en las condiciones hidrológicas tras la caída favorece la infiltración del agua en los materiales margosos que modifica las condiciones de los mismos y generan deslizamientos y flujos con carácter polifásico (Ormaetxea *et al.*, 2018).

Andoin se encuentra en un ámbito biogeográfico de influencia atlántica (Región Eurosiberiana-Sector Cántabro-Vascónico) en el que se aprecia cierta continentalización y un descenso de las precipitaciones respecto de la vertiente cantábrica debido a la sombra pluviométrica ejercida al norte por la divisoria de aguas cántabro-mediterránea (Distrito Navarro-Alavés) (Loidi *et al.*, 2011). Las series de vegetación competen al piso mesotemplado al pie de la ladera y al piso supratemplado en ella y en la zona cimera (comarca natural de vegetación Montañas y Altos Valles de Transición) (Aseginolaza *et al.* 1988). El fondo de valle (comarca natural Valles Subatlánticos), aunque hoy día está ocupado mayoritariamente por cultivos, corresponde a la serie *Crataego laevigatae-Quercus robur sigmetum*. En el piso supratemplado inferior, ya en la ladera, se desarrolla la serie del quejigo *Pulmonario-Quercus fagineae-S.* y en el piso supratemplado la serie del hayedo basófilo *Carici-Fago-S* (Loidi *et al.*, 2011).

3. MATERIALES Y MÉTODO

Para la caracterización del área de estudio se ha dispuesto de diversa cartografía básica y temática a diferentes escalas y de ortoimágenes aéreas digitalizadas y accesibles en la *Infraestructura de Datos Espaciales de Euskadi (geoEuskadi)* (IDE de Euskadi). Además, se ha realizado trabajo en campo con periodicidad anual desde 2003 (mes de mayo, tras el periodo de lluvias invernales y primaverales) cotejando y ampliando la información obtenida a través de material bibliográfico, cartográfico y ortofotográfico. Ese trabajo sustentado también en los testigos fotográficos que anualmente se han ido obteniendo, ha permitido distinguir modificaciones de superficie, de dinámica y morfológicas, realizar un seguimiento de diferentes desplazamientos y elaborar un mapa geomorfológico (de Bari *et al.*, 2011; Griffiths y Whitworth, 2012; Whitworth *et al.*, 2005) del deslizamiento. Por su parte la consulta bibliográfica y el reconocimiento en campo de las especies vegetales y de su estado ha permitido reconocer la importancia de los procesos geomorfológicos como condicionantes en la vida vegetal y por tanto en la articulación de las diversas comunidades vegetales.

4. RESULTADOS

4.1. Caracterización de la dinámica en la ladera de Andoin a partir de un mapa geomorfológico

El mapa geomorfológico realizado utilizando como base la fotografía aérea de 2013 y sobre la información recogida en el trabajo de campo y la obtención de fotografías en el mismo, ilustra la dinámica de esta ladera y su resultado morfológico (Ormaetxea *et al.*, 2018) (Figura 2).

Figura 2. Mapa geomorfológico del deslizamiento de Andoin

Fuente: Ormaetxea *et al.*, 2018.



Se trata de un movimiento complejo que se activa con el desprendimiento en el frente de cuesta de calizas dolomíticas propiciada por la presencia de numerosas fracturas y un cambio de permeabilidad en la base en un área que se ha reconocido con carácter pretérito como inestable. Tanto en las fotografías aéreas históricas como en campo se aprecia un gran deslizamiento rotacional antiguo que queda oculto por el bosque de hayas. El escarpe actual, de 140 m de longitud, muestra numerosos agrietamientos en su extremo derecho y tiene un carácter activo con desprendimientos recientes.

La zona de deflación está compuesta por un ámbito central con un cuerpo de deslizamiento rotacional cubierto de bloques de gravedad métricos en disposición caótica sobre y desbordando el escarpe secundario. A ambos lados del mismo los flancos crecen a expensas

de procesos planares que alimentan los cuerpos principales del deslizamiento y dibujan pequeños escarpes semicirculares. El margen derecho, con mayor presencia de componente arcilloso y siguiendo la línea de cicatriz de una ruptura relictiva, es más activo, con múltiples deslizamientos, presencia de estanques, islas de vegetación, regolito y suelo que son desgarrados y transportados dibujando relieves irregulares. A partir de ese sector se suceden dos grandes escarpes de deslizamiento a cuyos pies las margas se licúan y adquieren carácter fluidal. Por su parte, el cuerpo central e izquierdo exhiben mayor número de bloques y cantos y la dinámica está más ralentizada, aunque se han producido nuevos deslizamientos.

El área de deflación da paso a un ámbito de procesos de flujo con características también diferentes entre margen derecho e izquierdo. En el primero, el material margoso deslizado tiene un alto porcentaje de minerales con gran capacidad para absorber agua, hinchándose y disminuyendo sus valores de cohesión y de ángulo de fricción (Nufher *et al.*, 1997; Yilmaz y Karacan, 2002). De esta manera, y propiciado por los estanques de cabecera y los eventos de precipitación y deshielo, en ese margen derecho se desarrolla un flujo de barro margoso que prograda sobreimponiéndose en el cuerpo de deslizamiento y en ocasiones afectando a la ladera vegetada y no activa; y también se modifica rellenando, vaciando y expandiéndose paulatinamente en función de las entradas de agua. A medida que se va desecando aparecen numerosas grietas de retracción. De su pie desaguan multitud de regueros que confluyen en un único canal que socava con múltiples deslizamientos laterales también la antigua masa desplazada.

El margen izquierdo y el corredor central corresponden a un cuerpo deslizante con un perfil en pando donde también, en respuesta al aumento de cantidad de agua precipitada, la dinámica es el abombamiento irregular del conjunto de la masa y el avance viscoso y en multitud de lóbulos a los pies de los cuales hay desagües formando pequeñas depresiones que vuelven a rellenarse con los materiales más finos del arrastre en respuesta a precipitaciones intensas.

En el cuerpo final que llega hasta los márgenes del arroyo La Tobería también se han observado deslizamientos planares y flujos superficiales.

4.2. Diversidad de lugares que condicionan la dinámica de la vegetación

Debido al carácter complejo y polifásico de los movimientos que se producen como resultado de una perturbación natural en esa ladera se conforman toda una variedad de lugares. Soportes condicionantes para las comunidades vegetales que sin la acción de esa perturbación se desarrollarían en ese espacio: el bosque de hayas basófilo y el quejigal subcantábrico. Ambos, afectados por la dinámica de esta ladera que los cubre, desgarrar, tira, transporta o ahoga son sustituidos por comunidades arbustivas y herbáceas dibujando una mancha de perturbación con numerosas teselas.

Los pies del escarpe por desprendimiento las gleras están tapizadas por *Genista hispanica* subs *occidentalis* y los bloques de mayor tamaño por vegetación casmófito calcícola entre las que destaca *Globularia nudicaulis*.

En el margen derecho y cabecera de la zona de deflación, la intensa actividad del movimiento de deslizamiento desgarrar y transporta islas con grupos de hayas jóvenes que quedan dislocadas en el paisaje. A partir de ese sector el carácter fluidal de la masa que se desliza y prograda no permite el desarrollo de la vegetación, excepto la muy efímera (*Equisetum telmateia*) en períodos secos. A su izquierda, y en posición central, se encuentra una isla testigo del bosque de hayas original que también se va desgajando. En la cabecera y margen izquierdo del área de deflación, con menor actividad y mayor cantidad de bloques y

cantos, se desarrollan arbustos espinosos (*Crataegus monogyna* y *Cr. laevigata*, *Prunus spinosa*, *Rosa spp.*) y zarzales (*Rubus ulmifolius* y *Tamus communis*).

En esta zona de deflación se distinguen también pequeños cuerpos de agua producidos por estancamiento que se convierten en hábitats de vegetación higrófila (entre los que destacan los cárcices) que se desarrolla en esas aguas someras como en sus bordes (Loidi *et al.*, 2011).

En el cuerpo de deslizamiento se distinguen dos corredores: uno derecho, muy activo y con numerosos episodios de progradación en el que emergen con profusión a medida que se van desecando *Equisetum telmateia* y *Tussilago fáfara*. El izquierdo y con un movimiento más viscoso con multitud de lóbulos está cubierto por un tapiz herbáceo con arbustos muy diseminados de *Alnus glutinosa*, *Salix alba* y *S. atrocinera*, *Cornus sanguínea*, *Fraxinus excelsior* o *Corylus avellana*. En el cuerpo final que llega hasta los márgenes del arroyo hay una mayor presencia de vegetación arbustiva (*Crataegus monogyna* y *Cr. laevigata*, *Prunus spinosa*, *Rosa spp.*).

Figura 3. Imágenes que ilustran parte de la diversidad de comunidades vegetales que se desarrollan en el deslizamiento complejo de Andoin



5. CONCLUSIONES

Dada su escasa relevancia espacial y en ocasiones su carácter efímero, en la caracterización y descripción de la vegetación de los diferentes territorios son escasas las referencias a los espacios afectados por procesos de perturbación natural o inducida como son los movimientos de ladera (Geertsema y Pojar, 2007).

A pesar de ello y en la escala local y para procesos que se prolongan en el tiempo sorprende en el recorrido de campo la diversidad de respuestas que en la vegetación determina

la cinemática de laderas. En las 7 ha que ocupa el deslizamiento complejo de Andoin el hayedo, como el quejigal original, han sido sustituidos por manchas de matorrales, agrupaciones herbáceas, palustres e incluso sin vegetación. Esa fisonomía y las especies que la dibujan son resultado de la variedad de procesos hidro y geomorfológicos que condicionan la vida vegetal.

En cada uno de los lugares distinguidos en el mapa geomorfológico y reconocidos en las ortoimágenes y en el trabajo de campo, se han observado diferentes respuestas de la vegetación y por tanto también del paisaje. Por ello, al valor ambiental de singularidad que se puede otorgar a estos espacios de perturbación hay que añadir el valor didáctico, como recurso pedagógico para interpretar claves territoriales como pueden ser los distintos elementos abióticos, hídricos y bióticos, en este caso naturales, que componen el paisaje (Ayala-Carcedo y Andreu, 1987); y relacionar su presencia y características con procesos hidrometeorológicos y geomorfológicos.

Por último, cabe destacar la importancia de realizar un estudio más exhaustivo de las comunidades vegetales que conforman este espacio, tanto en términos de riqueza y singularidad de especies vegetales como de su evolución dentro del proceso complejo y polifásico y que esperamos llevar a cabo tras este trabajo preliminar.

Agradecimientos

Este trabajo ha contado con la aportación del Grupo Consolidado de Investigación en Prehistoria (IT-1223-19) de la Universidad del País Vasco UPV/EHU.

REFERENCIAS

- Ayala-Carcedo, F.J.; Andreu, F.J. (1987). *Manual de Ingeniería de Taludes*. Madrid: IGME, Serie: Guías y Manuales nº 3.
- Cardenal J.; Mata, E.; Pérez, J.L.; Delgado, J.; González, A.; Díaz, J.R.; Olagüe, I. (2008). Detección y cuantificación de cambios geomorfológicos a partir del análisis de vuelos históricos. *GeoFocus*, 9: 150-165.
- Corral, C.; Alonso, J. (1988). Movimientos de ladera en la vertiente norte de la Sierra de Entzia (Andoin, Álava). Descripción y valoración de riesgos geológicos. Primera comunicación. *Estudios Instituto Alavés de la Naturaleza*, 3: 7-26.
- Cruden D.M.; Varnes, D.J. (1996). Landslide types and processes. Turner, A.K.; Shuster, R.L. (Eds). *Landslides investigation and mitigation. Transportation research board*. Washington DC: US National Research Council. Special Report 247, Chapter 3: 36-75.
- De Bari, C.; Lapenna, V.; Perrone, A.; Puglisi, C.; Sdao, F. (2011). Digital photogrammetric analysis and electrical resistivity tomography for investigating the Picerno landslide (Basilicata region, southern Italy). *Geomorphology*, 133(1-2): 34-46.
- Del Olmo, P.; Portero, J.M.; Carreras, F.; Ramírez del Pozo, J. (1978). *Mapa Geológico de España* escala 1:50.000. 2ª Serie (MAGNA), Hoja de Salvatierra. Madrid: IGME.
- Fernández, T.; Pérez J.L.; Cardenal, F.J.; Delgado, J.; Colomo, C.; Irigaray, C.; Chacón, J. (2013). Análisis de la evolución de un deslizamiento diacrónico mediante la comparación entre MDE obtenidos mediante técnicas de fotogrametría digital y LIDAR en Las Alpujarras (Granada). Alonso, E.; Corominas, J.; Hürlimann, M. (Eds.). *VIII Simposio Nacional sobre taludes y laderas inestables*. Palma de Mallorca: CIMNE: 905-914.
- Fiorucci, F.; Cardinali, M.; Carlà, R.; Rossi, M.; Mondini, A.C.; Santurri, L.; Ardizzone, F.; Guzzetti, F. (2011). Seasonal landslides mapping and estimation of landslide mobilization rates using aerial and satellite images. *Geomorphology*, 129: 59-70.

- Frodella, W.; Morelli, S.; Fidolini, F.; Pazzi, V.; Fanti, R. (2014). Geomorphology of the Rotolon landslide (Veneto Region, Italy). *Journal of Maps*, 10(3): 394-401.
- Garrido, J.; Delgado, J. (2013). A recent, retrogressive, complex earthflow-earth slide at Cenes de la Vega, southern Spain. *Landslides*, 10: 83-89.
- Geertsema, M.; Pojar, J.J. (2000). Influence of landslides on biophysical diversity- A perspective from British Columbia. *Geomorphology*, 89: 55-69.
- Glenn, N.; Streutker, D.; Chadwick, J.; Thackray, G.; Dorsch, S. (2006). Analysis of LIDAR-derived topographic information for characterizing and differentiating landslide morphology and activity. *Geomorphology*, 73: 131-148.
- Griffiths, J.; Whitworth, M. (2012). Engineering geomorphology of landslides. En: Clague, J.; Stead, D. (Eds.). *Landslides: Types, Mechanisms and Modelling*. Cambridge University Press: 172-186.
- Hungr, O.; Leroueil, S.; Picarelli, L. (2014). The Varnes classification of landslide types, an update. *Landslides*, 11: 167-194.
- ITGE (1989). *Mapa Geológico de España*. Escala 1:200.000. Bermeo/Bilbao. Madrid: ITGE.
- Jäger, D.; Sandmeier, C.; Schwindt, D.; Terhorst, B. (2013). Geomorphological and geophysical analyses in a landslide area near Ebermannstadt, Northern Bavaria. *E&G Quaternary Science Journal*, 62(2): 150-161.
- Kasperski, J.; Delacourt, C.; Allemand, P.; Potherat, P. (2010). Evolution of the Sedrun landslide (Graubünden, Switzerland) with ortho-rectified air images. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 69(3): 421-430.
- Loidi, J.; Biurrun, I.; Campos, J.A.; García-Mijangos, I.; Herrera, M. (2011). *La vegetación de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Leyenda del mapa de series de vegetación a escala 1:50.000. Universidad del País Vasco (edición electrónica).
- Lollino, P.; Giordan, D.; Allasia, P. (2014). The Montaguto earthflow: A back-analysis of the process of landslide propagation. *Engineering Geology*, 170: 66-79.
- Mora, P.; Baldi, P.; Casula, G.; Fabris, M.; Ghirotti, M.; Mazzini, E.; Pesci, A. (2003). Global Positioning Systems and digital photogrammetry for the monitoring of mass movements: application to the Ca' di Malta landslide (northern Apennines, Italy). *Engineering Geology*, 68: 103-121.
- Nuhfer, E.; Proctor, R.; Moser, P. (1997). Suárez, L.; Regueiro, M. (Eds.). *Guía ciudadana de los riesgos geológicos*. Madrid: Ilustre Colegio Oficial de Geólogos de España.
- Ormaetxea, O.; Sáenz de Olazagoitia, A.; Díaz, E.; Ibisate, A. (2013). A complex and multi-phase landslide: the study case of Andoin, Entzia range (Basque Country, Spain). *8th International Conference (AIG) on Geomorphology*, Abstracts Volume, París, 650.
- Ormaetxea, O.; Barroso, J.C.; Sáenz de Olazagoitia, A. (2018). Caracterización geomorfológica y análisis de la evolución de un deslizamiento complejo y multifásico: Andoin, Sierra de Entzia (País Vasco). *Cuaternario y Geomorfología*, 31(3-4): 7-24. [doi:10.17735/cyg.v31i3-4.55240](https://doi.org/10.17735/cyg.v31i3-4.55240)
- Prokešová, R.; Kardoš, M.; Medved'ová, A. (2010). Landslide dynamics from high resolution aerial photographs: A case study from Western Carpathians, Slovakia. *Geomorphology*, 115: 90-101.
- Roering, J.; Mackey, B.; Marshall, J.; Sweeney, K.; Deligne, N.; Booth, A.; Handwerker, A.; Cerovski-Darriau, C. (2013). "You are HERE": Connecting the dots with airborne lidar for geomorphic fieldwork. *Geomorphology*, 200: 172-183.
- Van Westen, C.J.; Lulie, F. (2003). Analyzing the evolution of the Tessina landslide using aerial photographs and digital elevation models. *Geomorphology*, 54: 77-89.
- Walstra, J.; Dixon, N.; Chandler, J.H. (2007). Historical aerial photographs for landslide assessment: two case histories. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*, 40: 315-332.
- Whitworth, M.; Giles, D.P.; Murphy, W. (2005). Airborne remote sensing for landslide hazard assessment: a case study on the Jurassic escarpment slopes of Worcestershire, UK. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hidrology*, 38(3): 285-300.
- Yilmaz, I.; Karacan, E. (2002). A landslide in clayey soils: An example from the Kizildag region of the Sivas-Erzincan Highway (Sivas-Turkey). *Environmental Geosciences*, 9(1): 35-42.

LA PEDOANTRACOLOGÍA COMO FUENTE PARA LA RECONSTRUCCIÓN PALEOBIOGEOGRÁFICA DE LOS ABETALES EN LA SERRANÍA DE RONDA: RESULTADOS PRELIMINARES

Rubén Pardo-Martínez, José Antonio Olmedo-Cobo y José Gómez-Zotano

Dpto. Análisis Geográfico Regional y Geografía Física. UGR.
rubenpardo@ugr.es; jaolmedo@ugr.es; jgzotano@ugr.es

RESUMEN

El presente trabajo tiene como objetivo la reconstrucción del área de distribución de *Abies pinsapo* durante el Holoceno, a través del análisis pedoantracológico como metodología de trabajo principal. Para ello, se ha realizado un total de 40 sondeos pedológicos, correspondiendo las localidades prospectadas con lugares potencialmente favorables para la presencia pretérita de abetales en la Serranía de Ronda, tal y como evidencian diversas fuentes de información (fuentes documentales históricas, estudios palinológicos o modelos de distribución de especies). Posteriormente, y tras el tratamiento en laboratorio de las muestras de suelo recolectadas, se ha llevado a cabo tanto la identificación taxonómica como la datación radiocarbónica de los carbones, además de su análisis estadístico y cartográfico.

El estudio pedoantracológico ha permitido hallar antiguas poblaciones de *Abies* sp. en enclaves en los que este taxón está ausente en la actualidad. Al mismo tiempo, la heterogeneidad de los valores de antracomasa ha posibilitado tener una primera aproximación acerca de la importancia que pudieron haber jugado los incendios en diferentes sectores de la Serranía de Ronda.

En suma, y una vez contextualizada y puesta en relación con el resto de fuentes disponibles, esta información constituirá un recurso esencial de cara a gestionar eficientemente los abetales relictos del sur peninsular.

Palabras clave: *Abies pinsapo*, carbón, paleovegetación, área de distribución, Cordillera Bética.

ABSTRACT

This work has as objective the reconstruction of the area of distribution of *Abies pinsapo* during the Holocene, using the pedoantracological analysis as the main work methodology. For this, a total of 40 pedological surveys have been carried out, the prospective locations corresponding with potentially favorable locations for the past presence of fir trees in the Serranía de Ronda, as evidenced by various sources of information (historical documentary sources, palynological studies or models) of species distribution). Subsequently, and after the laboratory treatment of the collected soil samples, both the taxonomic identification and the radiocarbon dating of the charcoals have been carried out, as well as their statistical and cartographic analysis.

The pedoantracological study has allowed us to find ancient populations of *Abies* sp. in sites in which this taxon is currently absent. At the same time, the heterogeneity of the anthracomase values has made it possible to have a first approximation about the importance that fires could have played in different sectors of the Serranía de Ronda.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Pardo-Martínez, R.; Olmedo-Cobo, J.A.; Gómez-Zotano, J. (2020). La pedoantracología como fuente para la reconstrucción paleobiogeográfica de los abetales en la Serranía de Ronda: resultados preliminares. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 621-630.

In sum, and once contextualized and related to the rest of available sources, this information will be an essential resource in order to efficiently manage the relict fir forests from the south of the Iberian Peninsula.

Key words: *Abies pinsapo*, charcoal, paleovegetation, distribution area, Baetic System.

1. INTRODUCCIÓN

Abies pinsapo es un abeto de gran singularidad y valor ecológico en la península ibérica, debido a que se trata de una especie relictiva en peligro de extinción. En la actualidad, presenta un área de distribución disyunta por tres macizos montañosos de la Serranía de Ronda (Sierra de Grazalema, Sierra de las Nieves y Sierra Bermeja). Se trata de enclaves donde este abeto encontró su particular refugio biogeográfico durante los últimos albores fríos del periodo Holoceno, tras la gran glaciación del Würm (Linares y Carreira, 2006; Linares, 2011).

Su vulnerabilidad ante cualquier amenaza, advertida por autores como Ruíz de la Torre *et al.* (1994), Pérez *et al.* (1998) y López (2015), entre otros, ha llevado a esta singular conífera a ser catalogada como especie amenazada en peligro de extinción (Lista Roja de la flora vascular de Andalucía, 2005; Lista roja de la flora vascular española, 2010). En consecuencia, durante los últimos años se han desarrollado diferentes estrategias destinadas a la conservación, recuperación y sostenibilidad de este abeto mediterráneo, entre las que destacan el I y II Plan de Recuperación del Pinsapo de la Junta de Andalucía o diversas actuaciones incluidas dentro de la Estrategia Andaluza de Gestión Integrada de la Biodiversidad.

Junto a ello, los resultados obtenidos por diferentes autores a partir de modelos de distribución de especies (MDE) (Alba *et al.*, 2010; Alba y López, 2013; Gutiérrez, 2018), de estudios palinológicos (Alba y López, 2013) y del análisis de fuentes documentales históricas (Gil, 2002; Gómez, 2004; Becerra, 2006; Guzmán *et al.*, 2013) permiten realizar una primera aproximación a la distribución actual y pretérita del pinsapo, si bien son estas últimas –con una escala temporal retrospectiva muy reducida en comparación con otras fuentes– las más numerosas y empleadas para el estudio de la paleodistribución de este abeto.

Es por ello que resulta necesario implementar metodologías paleofitogeográficas contrastadas que permitan llevar a cabo reconstrucciones paleobiogeográficas precisas (Alcalde *et al.*, 2006). En este sentido, la pedoantracología constituye una excelente base metodológica para la reconstrucción del área de distribución de este paleoendemismo, contando con la ventaja, a diferencia de otras disciplinas paleoecológicas, como la palinología, de garantizar la presencia *in situ* de las especies identificadas (Carcaillet y Talon, 1996; Talon *et al.*, 1998).

En España esta disciplina ha sido empleada con mayor frecuencia en sistemas montañosos del centro y norte, destacando trabajos como los de Cunill (2010), Cunill *et al.* (2011, 2013), García (2017) o Beato *et al.* (2019). En el sur peninsular ha sido aplicada desde 2014 por el equipo de la Universidad de Granada para la reconstrucción paleobiogeográfica de *Abies pinsapo* (Olmedo *et al.*, 2017; Gómez *et al.*, 2017) y *Pinus pinaster* (Olmedo *et al.*, 2019), y dentro de la cual se enmarca la presente investigación, dando continuidad a aquel ensayo pionero y extendiéndolo al resto de la Serranía de Ronda.

Considerando las diferentes fuentes disponibles (MDE, estudios de hábitats actuales, análisis palinológicos y fuentes históricas), la hipótesis de partida supone un área de distribución teórica de los abetales de *Abies sp.* –presumiblemente *Abies pinsapo*– más extensa y continua geográficamente que la actual en el sur de la península ibérica. El objetivo general,

por su parte, persigue la reconstrucción paleobiogeográfica del dominio potencial de *Abies pinsapo* a través del método pedoantracológico para favorecer la conservación futura de este abeto mediterráneo.

2. ÁMBITO DE ESTUDIO

La Serranía de Ronda, situada entre las provincias de Málaga, Cádiz y Sevilla (Figura 1), comprende un amplio abanico de sistemas montañosos de diferente naturaleza litológica y altitudinal, siendo el Pico Torrecilla, con sus 1.919 m s.n.m., el punto más elevado de este vasto conjunto montañoso (Gómez y Olmedo, 2020).

Desde un prisma general, son los climas de media montaña los que predominan en buena parte de la Serranía, con una amplia variedad de matices que redundan en la existencia de 19 tipos climáticos (Olmedo y Gómez, 2016). En términos generales, el clima es mediterráneo húmedo y templado, con temperaturas más frías en el interior y notablemente más suaves hacia el litoral, con una pluviometría que supera 2.000 mm anuales en orografías favorables a las entradas de vientos de componente oeste y suroeste, como la Sierra del Pinar (Cádiz), descendiendo las precipitaciones hacia el este.

Igualmente, diverso es su paisaje vegetal, participando en el dosel arbóreo especies como el quejigo, la encina, el pino resinero o el pinsapo, y en menor medida, el alcornoque, el arce, el madroño, el castaño y la sabina mora. El estrato inferior acompañante de estos bosques o protagonista de las áreas desarboladas aparece representado por especies propias del espinal preforestal, como majuelo, agracejo y rosál silvestre, acompañado por matorrales de aulagas, tomillos, romeros y jaras (Pérez *et al.*, 1998).

3. METODOLOGÍA

Para acometer el estudio paleobiogeográfico de *Abies pinsapo* en el ámbito de estudio de la Serranía de Ronda se empleó la pedoantracología como metodología principal de trabajo. Concretamente, se adoptó el método propuesto por Carcaillet y Thion (1996) y Talon *et al.* (1998), y adaptado posteriormente por Cunill (2010) y Cunill *et al.* (2013), el cual consta de las siguientes etapas de trabajo:

Trabajo de campo. Se ha llevado a cabo un total de 40 sondeos repartidos en 27 localidades de muestreo (Figura 1). Tras la excavación, se procedió a la recogida de muestras de suelo (entre 3 y 10 kg por nivel de muestreo), así como la realización de inventarios florísticos fitosociológicos.

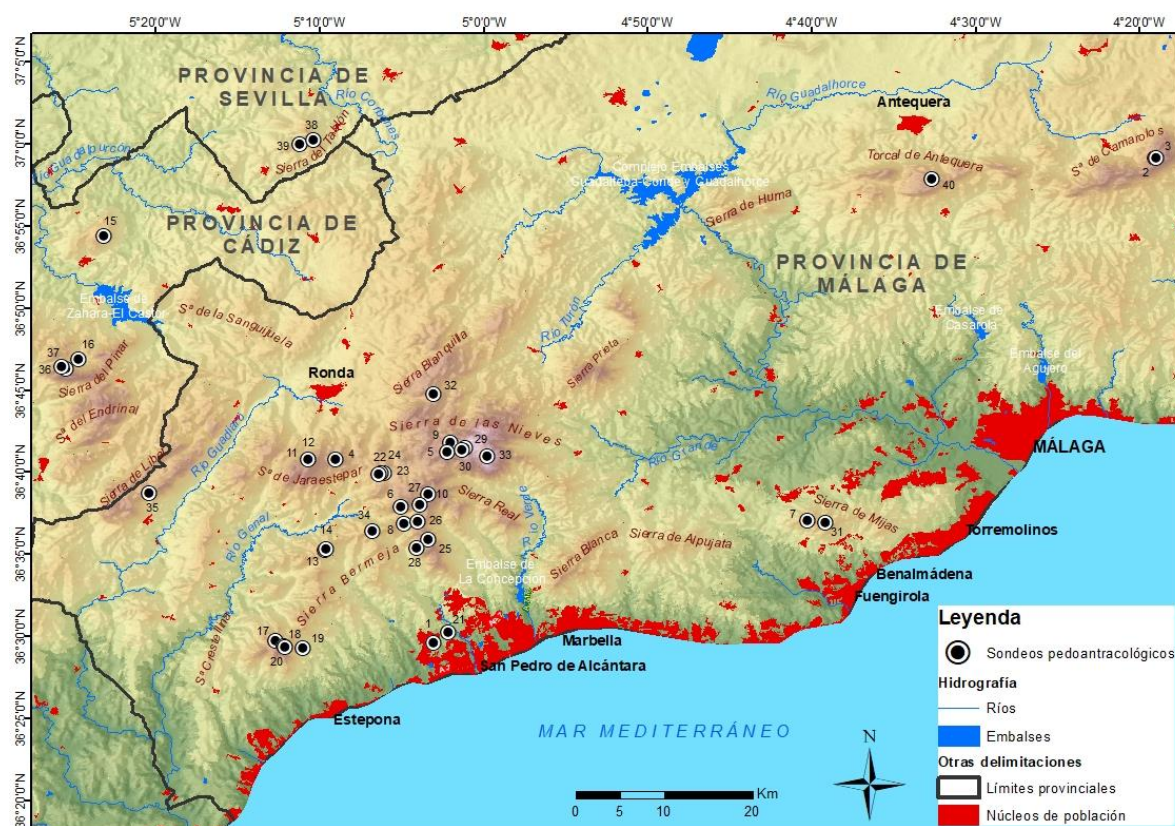
Análisis antracológico. La segunda etapa, en laboratorio, constó de las siguientes fases de trabajo:

- Tamizado con agua mediante cribas de 0,8, 2 y 5 mm de las muestras de suelo recogidas en campo.
- Triado del carbón -desechando la fracción mineral residual- para su posterior análisis al microscopio.
- Identificación taxonómica de los carbones seleccionados mediante el empleo de un microscopio óptico de luz reflejada y de una lupa binocular. Dicha identificación se apoyó en diversos atlas de anatomía comparada de la madera (Jaquiot *et al.*, 1973; Schweingruber, 1990; Vernet, 2001), así como en la colección de maderas carbonizadas disponibles en la antracoteca del laboratorio de Geografía Física de la Universidad de

- Granada. El número máximo de carbones por cada nivel de muestreo ha oscilado entre 50 y 100 fragmentos.
- Datación de muestras en el laboratorio especializado Poznan Radiocarbon Laboratory (Poznan, Polonia) y su posterior calibración con el programa Oxcal 4.3 y la base de datos IntCal13 (Reimer *et al.*, 2013), 2 sigma (95 % probabilidad).
 - Interpretación de la información antracológica.

Figura 1. Ámbito de estudio y localización y denominación de los sondeos pedoantracológicos realizados

Fuente: elaboración propia a partir del Servicio de Cartografía del CEDER.



- 1) Arroyo del Toro; 2) Camarolos 1; 3) Camarolos 2; 4) Cancha de Almola; 5) Cañada del Cuerno;
- 6) Cascajares; 7) Cerro Barretos; 8) Cerro de los Sauces; 9) Cañada de En medio; 10) Fuenfría Alta;
- 11) Jaraestepar 1; 12) Jaraestepar 2; 13) Jardón 1; 14) Jardón 2; 15) Líjar; 16) Llanos de Rabel;
- 17) Los Reales 1; 18) Los Reales 2; 19) Los Reales 3; 20) Los Reales 4; 21) Majada del Toro;
- 22) Navacillo; 23) Navacillo 1 (base); 24) Navacillo 2 (base); 25) Palmitera 1; 26) Palmitera 2;
- 27) Palmitera 3; 28) Palmitera 4; 29) Pilonos 1; 30) Pilonos 2; 31) Puerto de la Encina; 32) Puerto de Lifa;
- 33) Puerto de los Valientes; 34) Puerto del Hoyo; 35) S^a de los Pinos; 36) S^a del Pinar 1; 37) S^a del Pinar 2;
- 38) Terril (base); 39) Terril (cumbre) y 40) Torcal.

4. RESULTADOS

Desde 2014 se ha realizado un total de 40 sondeos pedoantracológicos, estando actualmente identificados en su totalidad un 65% de estos (26 puntos de muestreo). El resto de localidades se halla en un estado de identificación taxonómica parcial, si bien todos los puntos ya han pasado por las fases de triado y de cálculo de antracomasa.

Los valores de antracomasa entre unas localidades y otras difieren enormemente, con cifras que oscilan entre los 1,4 mg/kg de la Majada del Toro y los excepcionales 137.379 mg/kg de Palmitera. De esta manera, la desviación típica -aplicada a los 40 valores de antracomasa de cada una de las localidades pedológicas muestreadas- ha arrojado un valor de 21.681,12 mg/kg, revelando la enorme disparidad entre las diferentes cifras de antracomasa. Por su parte, el promedio de los valores de antracomasa se sitúa en 4.281 mg/kg, cifra que se reduce ostensiblemente si excluimos los 137.379 mg/kg de Palmitera, hasta situarse en 868 mg/kg, valor más ajustado a la media y que, una vez contextualizado con el estudio interdisciplinar de otras fuentes para la geografía histórica de los incendios forestales (Carracedo *et al.*, 2017), nos puede informar acerca de la importancia que pudo tener el fuego en la configuración del paisaje vegetal en los diferentes sistemas montañosos que configuran la Serranía de Ronda.

Hasta el momento, se ha tratado de identificar un total de 3.087 carbonos. Sin embargo, en un importante número de los mismos solamente se ha podido discernir entre angiosperma y gimnosperma (18 y 2,8% del total, respectivamente), mientras que en un 19,6% de las más de 3.000 muestras analizadas no ha podido precisarse ningún tipo de identificación, ya sea por deformación de las características anatómicas de la madera durante el proceso de carbonización, presencia de hongos y/o procesos de vitrificación.

Con respecto a los resultados derivados de las identificaciones taxonómicas, el análisis bajo microscopio ha revelado la existencia de numerosos carbonos pertenecientes al género *Abies* en diferentes localidades, caso de los Reales 1 y 2, Puerto de los Valientes, Frasquito Molina, Sierra del Pinar 1 y 2, Palmitera 1, Jaraestepar 2 y Fuenfría Alta. No obstante, únicamente las tres últimas localidades corresponden a paleopoblaciones de abeto, es decir, se trata de enclaves en los que actualmente la especie se encuentra ausente. Sin embargo, el reducido tamaño de los carbonos encontrados en Jaraestepar 2 ha imposibilitado su datación. No así con los registros de madera carbonizada de las otras dos paleopoblaciones de *Abies* sp. (Palmitera 1 y Fuenfría Alta), donde las dataciones han mostrado cronologías de hasta 7470 y 6631 años BP para la localidad de Palmitera 1 (nivel IV), y 5874 y 5898 BP (nivel I) y 9625 BP (nivel III) para la localidad de Fuenfría Alta (Tabla 1).

La participación porcentual de *Abies* sp. en el conjunto de los taxones identificados es muy reducida, aunque con valores que difieren significativamente entre unas localidades y otras. Para el caso de Palmitera 1, han podido ser identificados un total de 9 carbonos pertenecientes al género *Abies* (2 en el nivel III y 7 en el nivel IV), lo que representa un 0,79% del conjunto de taxones de dicha localidad. En Fuenfría Alta, por su parte, se han identificado 3 carbonos de *Abies* sp., 2 en el nivel I y 1 en el nivel III, representando un 1,5% dentro del amplio abanico de taxones identificados que, entre especies, géneros y familias asciende a 14, lo que convierte a esta localidad como la más heterogénea en cuanto a variedad taxonómica se refiere. Por último, en Jaraestepar 2 es donde *Abies* sp. adquiere una significación porcentual mayor, con un 8,3% (3 carbonos de abeto en el nivel I), más aún si tenemos en cuenta que se trata de una localidad con escasa presencia de carbón (antracomasa de 9,3 mg/kg), donde solo pudo ser identificado un total de 36 carbonos de pequeño tamaño que, hasta el momento, no han sido datados.

Al mismo tiempo, el análisis pedoantracológico también ha conllevado el descubrimiento de otros taxones que no están presentes hoy en día en algunas de las localidades muestreadas. Entre estos nuevos hallazgos destacan *Fraxinus* y *Alnus* en Cañada de Enmedio, *Pinus* -junto a *Abies*- en Jaraestepar, o *Pinus* en la Sierra del Pinar, enclave este último dominado actualmente por el pinsapar. Identificaciones que, una vez contextualizadas, ayudarán a

conocer y explicar la dinámica de los abetales, y de la vegetación en general, en el conjunto de la Serranía de Ronda.

Tabla 1. Dataciones radiocarbónicas de los carbones de *Abies* sp. seleccionados en las localidades de Palmitera 1 y Fuenfría Alta

Fuente: elaboración propia.

Código laboratorio	Localidad pedoantracológica	Nivel de muestreo (profundidad en cm)	Taxón	Datación C ¹⁴ (años AP)	Datación calibrada (años BP)
Poz-78851	Palmitera 1	IV (32-52)	<i>Abies</i> sp.	6480 ± 40	7470-7310
Poz-78852	Palmitera 1	IV (32-52)	<i>Abies</i> sp.	5710 ± 40	6631-6408
Poz-113778	Fuenfría Alta	I (0-16)	<i>Abies</i> sp.	5015 ± 35	5874-5726
Poz-113779	Fuenfría Alta	I (0-16)	<i>Abies</i> sp.	4970 ± 35	5898-5676
Poz-113780	Fuenfría Alta	III (75-94)	<i>Abies</i> sp.	8740 ± 50	9625

5. DISCUSIÓN

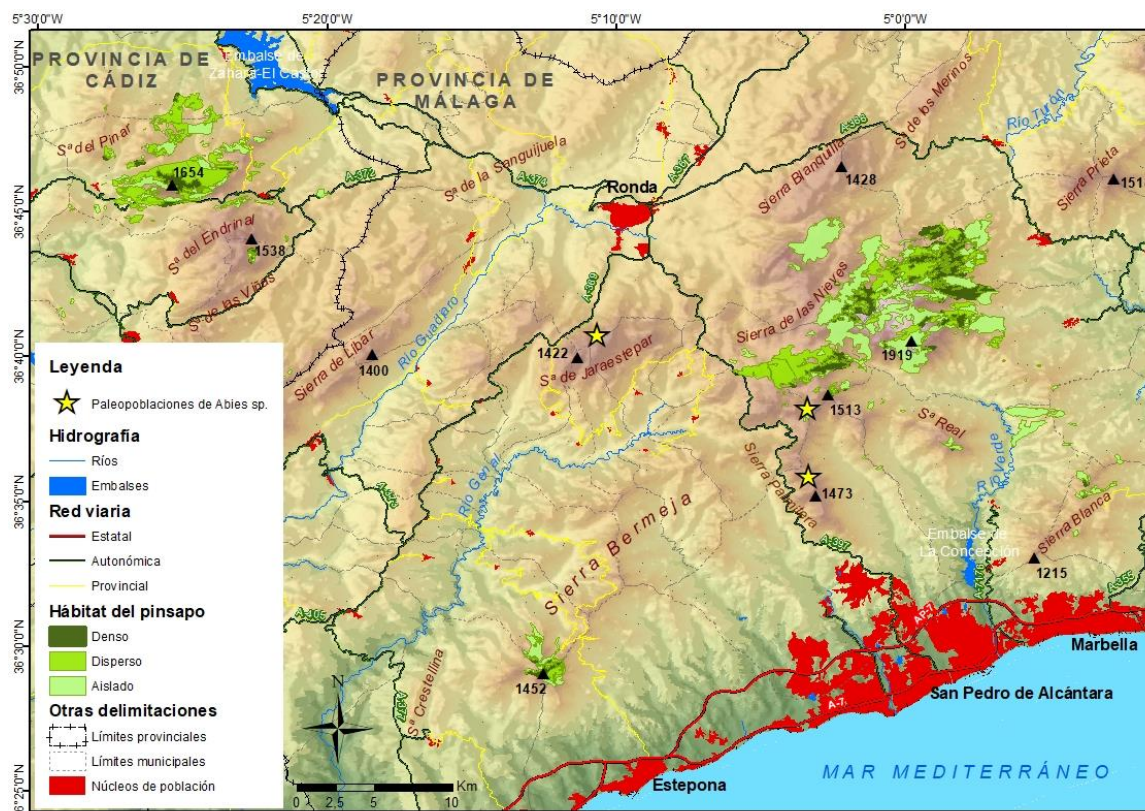
La hipótesis de partida, fundamentada en la existencia teórica en el pasado de un área de distribución más extensa de *Abies pinsapo* que la actual, queda confirmada gracias al descubrimiento de tres nuevas paleopoblaciones de este taxón en el ámbito de la Serranía de Ronda. Este hallazgo se suma a las aportaciones derivadas de los diferentes estudios polínicos realizados en la península ibérica y Baleares (Alba y López, 2013; Alba *et al.*, 2010, 2018), en las que se recoge la presencia de antiguas poblaciones de *Abies* sp. en diferentes enclaves del sur y este de la península ibérica.

Dentro de las nuevas paleopoblaciones de *Abies* sp. halladas, llama la atención las encontradas en las sierras de Jaraestepar y Palmitera (Figura 2). En el primer caso, la vegetación potencial correspondería al grupo de quercíneas (Rivas, 2011), lo que concuerda con la componente florística actual, integrada por un matorral-espinal preforestal de encinar mesomediterráneo, donde las especies predominantes son cistáceas, caprifoliáceas y rosáceas termófilas. Sin embargo, el análisis pedoantracológico en esta localidad revela que, en el pasado, las coníferas tuvieron una mayor representación, tal y como evidencia el hallazgo de géneros actualmente ausentes, como *Abies* y *Pinus*. Por su parte, en Palmitera 1 el dominio climácico actual corresponde a los pinares resineros con coscojas, si bien la presencia de matorrales de *Ulex baeticus* y *Genista hirsuta* y jarales de *Cistus populifolius* indican que se trata de un enclave potencial del abetal (Olmedo *et al.*, 2017).

Por tanto, ambas localidades pueden entenderse como enclaves estratégicos que funcionaron como nexos de unión entre las actuales poblaciones de pinsapar, tal y como apunta Gómez *et al.* (2018, 2020) para el caso de Sierra Bermeja. La relevancia de estas interconexiones ecológicas es igualmente detallada por Gavira (2006) en su análisis de un corredor florístico entre los Parques Naturales de las Sierras de Grazalema y Nieves, destacando el papel que el núcleo central de la Serranía de Ronda, integrado por las sierras de los Castillejos, Oreganal y Jaraestepar, pudo y puede tener a la hora de favorecer los flujos ecológicos de diferentes especies -entre ellas el pinsapo- a través de ambos espacios naturales protegidos.

Figura 2. Paleopoblaciones de *Abies* sp. halladas durante la investigación

Fuente: elaboración propia a partir del Servicio de Cartografía del CEDER.



A pesar de los reducidos valores de antracomasa obtenidos en este trabajo, con un promedio de 4.281 mg/kg para el total de los 40 sondeos realizados (868 mg/kg si excluimos de la fórmula la localidad de Palmitera 1), no debemos olvidar que los incendios han constituido un factor ecológico esencial, junto con el clima, en la configuración de la vegetación mediterránea (Bond y Keeley, 2005). También lo han sido en el ámbito de la Serranía de Ronda (Marcos-Martín y Gómez-Zotano, 2020), con periodos de recurrencia de GIF (Grandes Incendios Forestales) que se sitúan en 6 años durante las últimas décadas en Sierra Bermeja. Factores naturales y actuación antrópica determinan esta periodicidad del fuego, ya que también hay que tener presente que nos encontramos en un territorio intensamente humanizado desde hace siglos, habiéndose probado la existencia de un poblamiento neolítico ligado a cuevas kársticas (Romo *et al.*, 2008). De esta forma, el progresivo aumento de la aridez acaecido durante los primeros albores del Holoceno, momento en el cual comenzó a gestarse el clima mediterráneo actual (Jalut *et al.*, 2000), seguirá siendo un factor determinante para el futuro de la especie, más aún teniendo en cuenta que nos encontramos en un contexto en el que estos ambientes serán sustituidos por condiciones más cálidas y secas (Gutiérrez, 2018). Estas circunstancias hostiles para el pinsapar podrían llevar asociada la reducción de los periodos de recurrencia de incendios en su hábitat, al tiempo que aumentaría la virulencia de éstos, dificultando la supervivencia de este frágil abeto en peligro de extinción (Linares y Carreira, 2006).

6. CONCLUSIONES

El análisis pedoantracológico de diferentes localidades en el contexto de la Serranía de Ronda ha revelado la existencia de antiguas poblaciones de *Abies sp.* (perteneciente muy probablemente a *Abies pinsapo*) en enclaves en los que actualmente esta especie se encuentra ausente. Estos resultados aportan un conocimiento fundamental para la reconstrucción paleogeográfica de este abeto relicto en peligro de extinción y, al mismo tiempo, constituyen un testimonio privilegiado para el conocimiento de la dinámica de la vegetación en su conjunto.

Ya contextualizados, los resultados serán esenciales para la conservación de los pinsapares y de sus flujos ecológicos, así como para las especies acompañantes de los mismos, frente al Cambio Global, sumándose a la aún corta lista de estudios paleoecológicos realizados no solo en la Serranía de Ronda, sino en el conjunto de la Cordillera Bética. Esta última, prácticamente desconocida desde el punto de vista pedoantracológico (si consideramos su amplia extensión), ofrece un marco de estudio idóneo para el desarrollo de esta disciplina, donde el fuego, junto con otros componentes, ha ayudado durante miles de años a configurar el paisaje vegetal presente en la actualidad. Sus vestigios, en forma de carbones vegetales ocultos en el suelo, constituyen testimonios privilegiados e inexplorados de cara a investigar esta historia vegetal que ya otras disciplinas, como la palinología, han examinado desde hace varias décadas.

Agradecimientos

Los resultados derivados de la presente investigación forman parte del proyecto PALEOPINSAPO (CSO2017-83576-P) y del contrato predoctoral FPU (Formación de Profesorado Universitario) del Ministerio de Educación, Cultura y Deporte de España (Ref. 18/03023).

REFERENCIAS

- Alba-Sánchez, F.; López-Sáez, J.A.; Benito, B.; Linares, J.C.; Nieto-Lugilde, D.; López-Merino, L. (2010). Past and present potential distribution of the Iberian *Abies* species: a phytogeographic approach using fossil pollen data and species distribution models. *Diversity and Distributions*, 16 (2): 214-228.
- Alba-Sánchez, F.; López, J.A. (2013). Paleobiogeografía del pinsapo en la Península Ibérica durante el Cuaternario. En: López, J. (Coord.). *Los Pinsapares en Andalucía: Conservación y sostenibilidad en el siglo XXI*. Sevilla: Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente de la Junta de Andalucía: 33-52.
- Alba-Sánchez, F.; Abel-Schaad, D.; López-Sáez, J.A.; Sabariego-Ruiz, S.; Pérez-Díaz, S.; González-Hernández, A. (2018). Paleobiogeografía de *Abies* spp. y *Cedrus atlántica* en el Mediterráneo occidental (península ibérica y Marruecos). *Ecosistemas*, 27(1): 26-37.
- Alcalde, C.; García, I.; Morena, A.; García, S.; García, D.; García, R.; Génova, M.; Gil, P.; Gómez, F.; Maldonado, J.; del Nido, J.; Postigo, J.M.; Regato, P.; Rio, S.; Roig, S.; Rubiales, J.M.; Sánchez, L.J. (2006). Contribución de la Paleofitogeografía a la interpretación del paisaje vegetal ibérico: estado de conocimientos y nuevas perspectivas de investigación. *Invest Agrar: Sist Recur For*, Fuera de serie: 40-54.
- Beato Bergua, S.; Poblete Piedrabuena, M.Á.; Cunill Artigas, R. (2019). *Taxus baccata* en la Sierra del Aramo (Macizo Central Asturiano). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 81(2772): 1-30. [doi:10.21138/bage.2772](https://doi.org/10.21138/bage.2772)

- Becerra, M. (2006). *Ordenación y aprovechamiento de los pinsapares rondeños durante el siglo XIX. La memoria de Antonio Laínez*. Ronda: La Serranía.
- Bond, W.J.; Keeley, J.E. (2005). Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(7): 387-394.
- Carcaillet, C.; Thimon, M. (1996). Pedoanthracological contribution to the study of the evolution of the upper treeline in the Maurienne Valley (North French Alps): methodology and preliminary results. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 91(1-4): 399-416.
- Carracedo Martín, V.; Cunill Artigas, R.; García Codrón, J.C.; Pèlachs Maños, A.; Pérez Obiol, R.; Soriano López, J.M. (2017). Fuentes para la geografía histórica de los incendios forestales. Algunas consideraciones metodológicas. *Cuadernos Geográficos*, 56(3): 66-89.
- Cunill, R. (2010). *Estudi interdisciplinari de l'evolució del límit superior del bosc durant el període holocènic a la zona de Plaús de Boldís-Montarenyo, Pirineu central català. Pedoantracologia, palinologia, carbons sedimentaris i fonts documentals*. Barcelona: Universitat Autònoma de Barcelona: Doctoral dissertation.
- Cunill, R.; Soriano, J.; Bal, M.; Pèlachs, A.; Pérez-Obiol, R. (2011). Holocene treeline changes on the south slope of the Pyrenees: a pedoanthracological analysis. *Vegetation history and Archaeobotany*, 21: 373-384. doi:10.1007/s00334-011-0342-y
- Cunill R.; Soriano J.M.; Bal M.C.; Pèlachs A.; Rodríguez, J.M.; Pérez-Obiol R. (2013). Holocene high-altitude vegetation dynamics in the Pyrenees: a pedoanthracology contribution to an interdisciplinary approach. *Quaternary International*, 289: 60-70.
- García-Álvarez, S.; Bal, M.C.; Allée, P.; García-Amorena, I.; Rubiales, J.M. (2017). Holocene treeline history of a high-mountain landscape inferred from soil charcoal: The case of Sierra de Gredos (Iberian Central System, SW Europe). *Quaternary International*, 457(1): 85-98.
- Gil, A. (Ed.) (2002). *Viaje a Andalucía: "Historia Natural del Reino de Granada (1804-1809)"*. Almería-Barcelona: Griselda Bonet Girabet.
- Gómez-Zotano, J. (2004). *El papel de los espacios montañosos como traspais del litoral mediterráneo andaluz: el caso de Sierra Bermeja (provincia de Málaga)*. Granada: Universidad de Granada.
- Gómez-Zotano, J.; Olmedo-Cobo, J.A.; Cunill-Artigas, R.; Martínez-Ibarra, E. (2017). Descubrimiento y caracterización geográfica de una depresión ultramáfica en Sierra Bermeja: nuevos datos geomorfoedáficos, fitogeográficos y paleoecológicos. *Pirineos*, 172: 1-13.
- Gómez-Zotano, J.; Cunill-Artigas, R.; Olmedo-Cobo, J.A.; Martínez-Ibarra, E. (2018). Análisis pedoantracológico y propuesta de conectividad ecológica de *Abies pinsapo* en la Red Natura 2000 de Sierra Bermeja. En: Pérez, O., Gosálvez, R., Díaz, C., García, J.L. y Serrano de la Cruz, M.A. (Coord.). *Bosque mediterráneo y humedales. Paisaje, evolución y conservación: aportaciones desde la biogeografía*. España: Almud Ediciones de Castilla-La Mancha: 635-645.
- Gómez-Zotano, J.; Olmedo-Cobo, J.A. (2020). *Los bosques de la Serranía de Ronda. Una perspectiva espacio-temporal*. Cádiz: La Serranía.
- Gutiérrez Hernández, O. (2018). Impacto del calentamiento global en la distribución y supervivencia del pinsapo (Serranía de Ronda). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 76: 504-549.
- Guzmán, J.R.; Catalina, M.A.; Navarro-Cerrillo, R.F.; López-Quintanilla, J.; Sánchez, R. (2013). Los paisajes del pinsapo a través del tiempo. En: López, J. (Coord.). *Los Pinsapares en Andalucía: Conservación y sostenibilidad en el siglo XXI*. Sevilla: Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente de la Junta de Andalucía: 111-158.
- Jacquot, C.; Robin, A.M.; Bedeneau, M. (1973). Reconstitution d'un ancien peuplement forestier en forêt de Fontainebleau par l'étude anatomique de charbons de bois et leur datation par le ¹⁴C. *Bulletin de la Société botanique de France*, 120: 231-34.
- Jalut, G.; Amat, A.; Bonnet, L.; Gauquellin, T.; Fontugne, L. (2000). Holocene climatic changes in the Western Mediterranean, from south-east France to south-east Spain. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 160: 255-290.
- Linares, J.C.; Carreira, J.A. (2006). El pinsapo, abeto endémico andaluz. O, ¿Qué hace un tipo como tú en un sitio como éste? *Ecosistemas*, 15(3): 171-191.

- Linares, J.C. (2011). Biogeography and evolution of *Abies* (Pinaceae) in the Mediterranean Basin: the roles of long-term climatic change and glacial refugia. *Journal of Biogeography*, 38: 619-630.
- López-Quintanilla, J. (2015). *II Plan de Recuperación del Pinsapo*. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente.
- Martos-Martín, J.; Gómez-Zotano, J. (2020). Sierra Bermeja y los grandes incendios forestales: una reconstrucción geohistórica (1950-2018). En: Gómez, J. y Olmedo, J.A. (Coord.). *Los bosques de la Serranía de Ronda. Una perspectiva espacio-temporal*. Cádiz: La Serranía: 355-402.
- Gavira-Romero, O.N. (2006). Análisis de un corredor florístico entre los Parques Naturales Sierra de Grazalema y Sierra de las Nieves (Cádiz y Málaga, España). *Anales de Biología*, 28: 45-72.
- Olmedo-Cobo, J.A.; Gómez-Zotano, J. (2016). Los climas de la Serranía de Ronda: una propuesta de clasificación. *Takurunna*, 6-7: 23-57.
- Olmedo-Cobo, J.A.; Cunill-Artigas, R.; Martínez-Ibarra, E.; Gómez-Zotano, J. (2017). Paleoecología de *Abies* sp. en Sierra Bermeja (sur de la península ibérica) durante el Holoceno medio a partir del análisis pedoantracológico. *Bosque*, 38(2): 259-270.
- Olmedo-Cobo, J.A.; Cunill-Artigas, R.; Gómez-Zotano, J.; Pardo-Martínez, R. (2019). Aportaciones del análisis pedoantracológico al conocimiento paleoecológico de *Pinus pinaster* en el sur de España: el caso de Sierra Bermeja. *Boletín de la AGE*, 80(2667): 1-34. [doi:10.21138/bage.2667](https://doi.org/10.21138/bage.2667)
- Pérez-Latorre, A.V.; Navas, P.; Gil, D.; Cabezudo, B. (1998). Datos sobre flora y vegetación de la Serranía de Ronda (Málaga, España). *Acta Botánica Malacitana*, 23: 149-191.
- Reimer, P.; Bard, E.; Bayliss, A.; Beck, J.; Blackwell, P.; Ramsey, C.; Van der Plicht, J. (2013). IntCal13 and Marine13 Radiocarbon Age Calibration Curves 0-50,000 Years cal BP. *Radiocarbon*, 55(4): 1869-1887. [doi:10.2458/azu_js_rc.55.16947](https://doi.org/10.2458/azu_js_rc.55.16947)
- Rivas-Martínez, S.; Asensi, A.; Garretas, B.; Soriano, P. (2011). Mapa de series, geoseries y geopermaseries de vegetación de España (Memoria del mapa de vegetación potencial de España). Parte II. *Itinera Geobotanica*, 18(1): 1-424.
- Romo, J.L.; Gómez-Zotano, J.; Torres-Díaz, J.I.; Torres-Díaz, G. (2008). Exploraciones subterráneas en el Karst de la Utrera (Casares, Málaga). *Actas del II Congreso Andaluz de Espeleología*, 89-113.
- Schweingruber, F.H. (1990). *Anatomie europäischer Hölzer. Anatomy of European Woods*. Stuttgart: W.S.L.F.N.P.
- Talon, B.; Carcaillet, C.; Thinon, M. (1998). Études pédoanthracologiques des variations de la limite supérieure des arbres au cours de l'Holocène dans les Alpes Françaises. *Geographie Physique et Quaternaire*, 52(2): 195-208.
- Vernet, J.L. (2001). *Guide d'identification des charbons de bois préhistoriques et récents. Sud-Ouest de l'Europe: France, Péninsule ibérique et Îles Canaries*. Paris: CNRS.

TAXONOMÍA, COROLOGÍA Y DINÁMICA DEL MATORRAL DE ENEBRO RASTRERO EN DOS LOCALIDADES EXTREMAS: LOS MACIZOS DE TREVINCA (GALICIA/LEÓN) Y DEL MONTSENY (CATALUÑA)

Valerià Paül¹, Josep M. Panareda² y Alejandro Gómez Pazo¹

¹ *Universidade de Santiago de Compostela. v.paul.carril@usc.es; a.gomez@usc.es*

² *Institut d'Estudis Catalans. jmpanareda@gmail.com*

RESUMEN

En la Península Ibérica, el matorral de enebro rastrero (*Juniperus communis* subsp. *alpina*) constituye una comunidad subalpina de alta montaña. Después de unas consideraciones relativas a su taxonomía, se aportan resultados en forma de cartografía de vegetación de dos localidades extremas donde está presente: el Macizo del Montseny, situado al sureste del Pirineo, y el Macizo de Trevinca, en el extremo noroccidental de la Península Ibérica. Se analiza su dinámica reciente y se concluye discutiendo la influencia humana en su dinámica y las implicaciones que puede tener el cambio climático de cara al futuro.

Palabras clave: *Juniperus communis* subsp. *alpina*, matorrales de enebro rastrero, piso subalpino, Trevinca (Galiza/León), Montseny (Catalunya).

ABSTRACT

In the Iberian Peninsula, the Alpine juniper (*Juniperus communis* subsp. *alpina*) scrub constitutes a Subalpine community associated with the highlands. After some considerations regarding its taxonomy, results are provided through vegetation mapping of two extreme locations where it can be found: Montseny Massif, located south-east of the Pyrenees, and Trevinca Massif, at the north-western tip of the Iberian Peninsula. This paper analyses the recent dynamics of the Alpine juniper scrub before going on to discuss the human influence on its dynamics and the implications that climate change poses for the future.

Keywords: *Juniperus communis* subsp. *alpina*, Alpine juniper scrub, subalpine zone, Trevinca (Galicia/Leon), Montseny (Catalonia).

1. INTRODUCCIÓN

Los matorrales de enebro rastrero o enano (*Juniperus communis* subsp. *alpina*) se hallan por encima de determinadas cotas en ámbitos de alta montaña de la Península Ibérica, pero por debajo del nivel de prados alpinos. Font Quer (1954) ya se refería a los mismos en el Pirineo y, para la Cordillera Cantábrica, indicaba la presencia de un piso alpino (sic), que “no conocemos con detalle [y] que necesita de concienzudos y pormenorizados estudios”; para Galicia, donde también localizaba un piso alpino (sic), subrayaba de nuevo “que conocemos bien poca cosa” (Font Quer, 1954: 250). Con anterioridad, en la considerada en España primera tesis de Geografía Regional, se analizaba brevemente este matorral en las partes altas del Montseny, sobre el que se dudaba “si es posible aquí el bosque con sus estratos de sotobosque, o si, al

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Paül, V.; Panareda, J.M.; Gómez Pazo, A. (2020). Taxonomía, corología y dinámica del matorral de enebro rastrero en dos localidades extremas: los macizos de Trevinca (Galicia/León) y del Montseny (Cataluña). Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 631-640.

contrario, solamente son posibles otras formaciones [arbustivas]” (Llobet, 1947: 121). Resulta relevante hacer hincapié en que la misma incertidumbre forma parte de la reflexión de las próximas páginas, más de siete décadas después.

Estos matorrales han seguido siendo objeto de atención en obras de biogeografía regional posteriores a distintas escalas. Por ejemplo, en trabajos referidos a los países de lengua catalana, Bolòs (1976) y Folch (1981) los clasifican en el ámbito del piso subalpino, caracterizado por las coníferas boreales equivalentes a la taiga, aunque, como es obvio, de carácter arbustivo. Ambos autores los circunscriben a los Pirineos y al Montseny, a distintas cotas. Folch (1981: 363; traducción propia) indica que se deben a “[l]a degradación del bosque subalpino o [a] la imposibilidad ecológica de que llegue a crecer [dicho bosque]”, en una disyunción que apunta de nuevo a la duda ya aludida de Llobet (1947).

A su vez, Rivas-Martínez (1987), en su conocida interpretación biogeográfica de España, los localiza en dos regiones distintas: (i) en el subalpino cantábrico, desde Ancares, al oeste, hasta el Alto Campoo, al este, por encima de los 1.800 m; y (ii) en el piso denominado oromediterráneo, a partir de los 1.700 m, en cuatro situaciones distintas (Guadarrama, Sistema Ibérico/Soria, Ourense/Sanabria y Sierra Nevada). Cabe señalar que solo en el Guadarrama asocia la especie a un estrato arbóreo de *Pinus sylvestris*. Rivas-Martínez (1987: 96) subraya que el enebro rastrero “suele ser el vegetal de mayor biomasa en las etapas maduras [...], llegando a hacerse muy escaso o inexistente en muchas áreas, debido a los reiterados fuegos provocados desde épocas ancestrales”. Folch (1981) sostiene también esta dinámica de destrucción de los matorrales de enebro rastrero a causa del desarrollo de pastizales, lo que facilita el avance de *Cytisus oromediterraneus*, que rebrota vigorosamente después de los fuegos. Sin embargo, el estatus particular de estos matorrales en el Pirineo resulta ser diferente al señalado por Rivas-Martínez (1987) en las otras localizaciones indicadas, pues en dicha cordillera “suelen ser comunidades secundarias subsiguientes a la destrucción de pinares de pino negro” (Folch, 1981: 366; traducción propia).

Por lo antedicho, la dinámica de los matorrales objeto de estudio parece recesiva al haber mediado durante siglos las quemadas para garantizar pastizales ganaderos. Sin embargo, estas se han interrumpido en las últimas décadas, lo que ha afectado a los matorrales mediterráneos y atlánticos (Casco, 2013). En este contexto, ¿se recuperarán y culminará la serie de vegetación? En una dirección similar, ¿se puede sostener, como hace Rivas-Martínez (1987) fuera del Pirineo, que los matorrales de enebro rastrero son por norma comunidades maduras?

Para responder a tales cuestiones, analizamos los matorrales de enebro rastrero en dos localidades extremas de su distribución: el Montseny, en la cordillera prelitoral catalana (culminado por el Turó de l'Home, 1.705 m), y el Macizo de Trevinca, a caballo de las montañas orientales gallegas y de los denominados Montes de León (cuya cúspide es Pena Trevinca, con 2.127 m). En el primer caso, se trata de un avance meridional de una vegetación del Pirineo, situado 50 km al norte, justo en el límite de sus apetencias altitudinales, lo que dota al enclave del Montseny de un singular valor biogeográfico. En el segundo caso, estamos ante la población de enebro rastrero más occidental de Europa¹, en un entorno sometido a una intensa presión ganadera de milenios, lo que ha supuesto que prácticamente no exista ningún árbol por encima de los 1.700 m. En ambas localidades, la situación extrema de los matorrales objeto de estudio implica que el análisis de su dinámica reciente en un contexto de abandono rural y cambio climático resulte pertinente; además, permite realizar otras consideraciones ulteriores, como son las relativas a la vegetación potencial que correspondería a los lugares en los que ahora se

¹ Más hacia el oeste, Font Quer (1954: 252) menciona enebro rastrero en el Gerês/Xurés, por encima de 1.200 m. No lo hemos observado nunca ni lo hemos visto citado *a posteriori* en ese macizo.

sitúa. Previamente, no obstante, el presente trabajo aporta un apartado taxonómico y unas breves consideraciones de índole metodológica acerca de la investigación realizada y de su representación cartográfica.

2. TAXONOMÍA

Enríquez de Salamanca (2017) señala acertadamente que el enebro común (*Juniperus communis* L.) agrupa entidades de taxonomía dudosa, consideradas especies, subespecies o variedades. En la Península Ibérica se han reconocido tres grupos: *communis*, *alpina* o *nana* y *hemisphaerica*. Los elementos diferenciales en las claves son el aspecto de la copa (erecta, achaparrada o prostrada), así como la disposición, la forma y el tamaño de las hojas. Algunos autores estiman que solamente deben considerarse los dos taxones extremos, unidos por numerosas formas intermedias difíciles de interpretar, con frecuencia atribuidas a la subsp. *hemisphaerica* o a la subsp. *intermedia* (Tison y Jauzein, 2014; Tison *et al.*, 2014). Sea como fuere, Franco (1986: 181-185) y Bolòs y Vigo (1984: 201-203) distinguen las tres subespecies indicadas; por otra parte, los botánicos catalanes diferencian dos variedades dentro la subsp. *communis*: var. *communis* y var. *intermedia*. Franco (1986), a su vez, no cita la entidad *intermedia* bajo ningún concepto, ni en la sinonimia.

Enríquez de Salamanca (2017) ha realizado un repaso bastante completo de esta problemática a partir del análisis de la ecología, la taxonomía y la corología del *Juniperus communis* en el centro de España; para ello, ha recurrido a la consulta de la bibliografía existente y, sobre todo, a un trabajo sistemático del área de estudio. Con los datos bibliográficos, Enríquez de Salamanca (2017: 30) concluye que las tres subespecies mencionadas (*communis*, *hemisphaerica* y *alpina*) conviven en el centro de España e incluso llegan a estar presentes todas en una misma localidad. Con los datos del estudio de campo constata la existencia de individuos típicos y con diferencias morfológicas, químicas y ecológicas que permiten ser considerados pertenecientes a subespecies independientes, que atribuye a la subsp. *communis* y subsp. *alpina*. A su vez, identifica individuos con caracteres intermedios; por su morfología y ecología cree que se trata de una introgresión, una hibridación escalonada, entre la subsp. *communis* y la subsp. *alpina*, que designa con el nombre de subsp. *intermedia*. Enríquez de Salamanca (2017: 33) no considera la subsp. *intermedia* como sinónimo de la subsp. *hemisphaerica*, ya que incluye, además de las formas atribuidas a dicho grupo, otras que pertenecen a la subsp. *communis*.

En todo caso, la subsp. *nana* o *alpina* de *Juniperus communis* constituye un lugar común en la bibliografía de referencia; por poner dos ejemplos de cada área de estudio: Bolòs (1976), Ortiz (1986), Panareda (1991) y Ortiz *et al.* (1997). De acuerdo con Bolòs y Vigo (1984: 89), el doblete proviene de C. L. Willdenow (*nana*) y F. L. Čelakovský (*alpina*), y escogen *nana*. En cambio, Franco (1986: 183) opta por *alpina*, siguiendo al segundo al haberlo descrito como subespecie en 1867, mientras que Willdenow lo había considerado especie en 1796. La mención de *Juniperus nana* como especie se mantiene en Llobet (1947) y en Rivas-Martínez (1987), lo que ha dado lugar a una alianza (*Juniperion nanae*) y a asociaciones (por ejemplo, en Trevinca: de la Cordillera Cantábrica, *Junipero nanae-Vaccinietum uliginosi*; del mundo oromediterráneo ourensano-sanabrés, *Genisto sanabrensis-Juniperetum nanae*).

Por todo ello, en el presente trabajo se opta por la denominación *Juniperus communis* subsp. *alpina*, aceptando, como advierte Enríquez de Salamanca (2017), la gran variabilidad morfológica y ecológica en los enebros enanos. Resulta preciso incidir en la investigación de campo para establecer tipos morfológicos y ecológicos y compararlos con resultados obtenidos

en otros territorios. Por otra parte, otros especialistas deberán efectuar análisis genéticos para obtener resultados más sólidos.

3. CONSIDERACIONES METODOLÓGICAS

La investigación realizada se asienta en un trabajo de campo desarrollado en ambos macizos durante años. En el caso del Montseny, se inicia con la tesis doctoral de Panareda (1980) y cristaliza en obras monográficas como Panareda (1991). En Trevinca, más recientemente, ha discurrido en el último lustro y ya ha dado lugar a publicaciones como Paül *et al.* (2018). En ambos casos, la investigación acerca de los matorrales de *Juniperus communis* subsp. *alpina* ha partido del estudio de su corología.

Los sistemas de trabajo se deben a la época en la que se iniciaron. En el Montseny, se ha optado a lo largo de los años por organizar la investigación en base a la retícula UTM, que, tal y como hemos escrito en el pasado, “ha dado un vuelco a la cartografía corológica” (Panareda, 2000: 278). Para cada cuadrado 1x1 km del Montseny (un total de 567) hemos determinado, en un primer estadio, la presencia de la especie y, en un segundo, su nivel de presencia (Mapa 1). En Trevinca, las localizaciones de todos los pies que se han encontrado se han ido introduciendo en GPS, siempre y cuando no estén contiguos y se separen un mínimo de 5 m (en caso de pies contiguos y a menos de 5 m, se marca el punto intermedio). Este método, tal y como ya se anticipado, “permite representar con exactitud la distribución de una planta [...], pero tiene el inconveniente de que exige un enorme trabajo si se quiere obtener un mapa sin excesivas lagunas, en especial en mapas de escalas grandes y medias” (Panareda, 2000: 277), como es el caso. El mapa 2 refleja los resultados obtenidos hasta la fecha -727 pies-, que, por supuesto, presentan lagunas. El uso de GPS para trabajar a estas escalas debe intentarse realizar de forma sistemática, aunque no siempre sea posible; además, cabe señalar que, en localizaciones extremas, como es nuestro caso, se puede proceder de forma gradual y en función de los conocimientos que se van acumulando (Marco *et al.*, 2002). A su vez, los gráficos 1 y 2 aportan una explotación estadística de los resultados; dicha aplicación se antoja más relevante que el mapa por sí solo, producto, al fin y al cabo, de los recorridos de las más de 30 sesiones de trabajo de campo llevadas a cabo desde agosto de 2015.

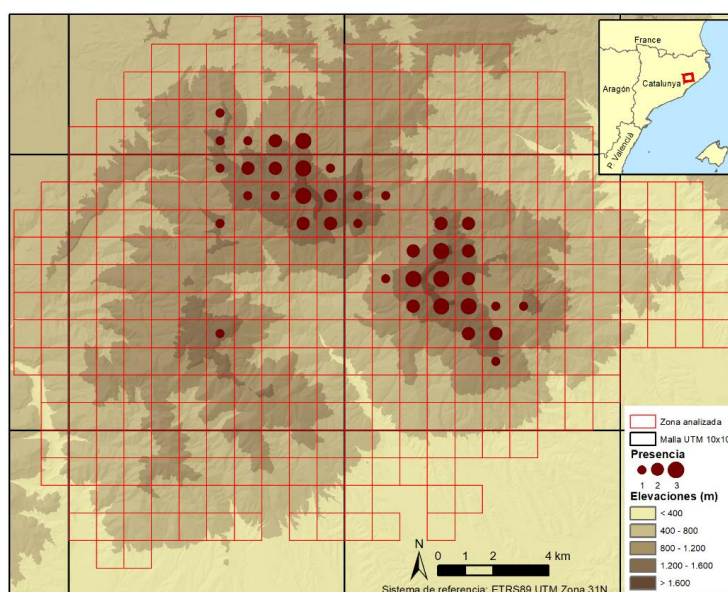
En lo relativo a la dinámica, el método ha sido básicamente sincrónico. No obstante, en el caso del Montseny, la existencia de bibliografía especializada desde hace décadas -empezando por Llobet (1947), con un mapa de vegetación ya estudiado de forma pormenorizada en Panareda (2007)-, así como las cuatro décadas de trabajo de campo sistemático, permiten hablar en términos diacrónicos. El problema básico asociado a estos métodos es la determinación de la vegetación potencial (Pintó, 2000), que se considera la etapa madura de la serie de vegetación. Para ambos casos plantearemos unas hipótesis basadas en la observación de múltiples localidades, sobre todo donde se registren cambios que resulten evidentes: lugares de pastoreo abandonados o con menor carga ganadera, lugares de abandono agrícola, ámbitos incendiados, canchales periglaciares activos, etc. Puntualmente, se hará referencia a las comunidades de los matorrales analizadas desde una perspectiva fitosociológica (Arozena, 2000).

4. MACIZO DE MONTSENY

Tal y como se ha indicado ya en la introducción, los matorrales de enebro enano son conocidos y estudiados por botánicos y geógrafos desde hace décadas. El geógrafo S. Llobet

escribió lo siguiente: “En las crestas de estos macizos y en las antiguas superficies de erosión del Matagalls, los prados de *Festucas* se desarrollan acompañados de la variedad enana del enebro, *Juniperus nana* Willd., que se extiende achaparrado formando almohadillados, sobre todo en las peneplanicies del Matagalls sobre el suelo húmico, ácido, que se ha formado en él” (Llobet, 1947: 122). Sin embargo, es el botánico O. de Bolòs quien más información ha ofrecido acerca de *Juniperus communis* subsp. *alpina* en su tesis doctoral acerca de la vegetación del Montseny, realizada durante la segunda mitad de la década de 1940 y presentada en 1950 (Panareda, 1998), publicada mucho más tarde de manera resumida como Bolòs (1983). El 9 de octubre de 1947 constituye una fecha clave para el estudio de nuestros matorrales en las cumbres del Montseny: en esa jornada, O. de Bolòs acompañó a su maestro J. Braun-Blanquet para estudiar la vegetación culminante del Turó de l’Home, el Coll ses Basses y el Puig sa Carbassa (Bolòs, 1983: 152). Este inventario, donde *Juniperus communis* subsp. *alpina* alcanza una abundancia-dominancia de 5,5, se categorizó como el típico de *Genisto-Arctostaphyletum stachyotosum officinalis*, subasociación exclusiva del macizo del Montseny.

Mapa 1. Distribución de *Jun. communis* subsp. *alpina* por cuadrados UTM 1x1 km en el Montseny



Tal y como se puede comprobar en el mapa 1, la especie estudiada es actualmente abundante a partir de los 1.600 m, en especial en las vertientes más umbrías y menos inclinadas, hasta el punto de que suele constituir la mata dominante en estos parajes. Se adapta bien en estos ambientes muy afectados por el viento, el frío y la nieve. Tradicionalmente se había quemado para favorecer el pastoreo. Sin embargo, esta práctica se prohibió con la protección del macizo en la década de 1970. Ello favoreció su extensión y, a su vez, el desarrollo de diversas especies que encuentran un ambiente adecuado en medio de su ramaje tortuoso y cada vez más denso, así como protección frente a los embates del viento y el pastoreo. Por otra parte, el cese de las quemadas periódicas ha favorecido la germinación de árboles (*Fagus sylvatica*, *Ilex aquifolium*, *Abies alba*, etc.), cuyas plántulas también han encontrado refugio y protección con los enebros mejor desarrollados, lo cual favorece la regeneración del bosque. Sin embargo, la supervivencia del enebro enano parece garantizada en los riscos y crestas, en donde el desarrollo de los árboles es muy difícil a causa de la escasez de suelo y por la acción frecuente del viento.

En el Montseny no existen en la actualidad un piso subalpino ni tampoco bosques subalpinos, aunque sí árboles, arbustos e hierbas claramente subalpinos. Cabe preguntarse si lo hubo en algún momento no distante, o si es previsible en un futuro próximo. Es cierto que, en tiempos lejanos, con un clima mucho más frío que el actual, habría una vegetación distinta, pero sería muy osado hablar de un piso subalpino tal como se considera en la actualidad. Sería interesante estudiar cómo era la vegetación de las cimas del Montseny en el máximo de la llamada Pequeña Edad del Hielo, entre los siglos XVI y XVIII. Pero en esta época los bosques ya habían sido muy explotados y el aprovechamiento de la nieve era importante; para dicha actividad, de hecho, eran necesarios amplios sectores sin árboles (Panareda *et al.*, 2010).

5. MACIZO DE TREVINCA

El Macizo de Trevinca no cuenta con la nómina de autores que han marcado el estudio del paisaje vegetal de la región anterior. La tesis doctoral de Ortiz (1986) constituye la primera referencia sistemática, resumida a posteriori en Ortiz *et al.* (1997); no obstante, cabe subrayar que se circunscribe únicamente al municipio de Carballada, de modo que solo cubre una pequeña parte, aunque bastante representativa, del macizo. En lo fundamental, sitúa los matorrales de enebro rastrero por encima de los 1800 m y los considera escasos a causa de los fuegos para favorecer los pastos. Siguiendo la nomenclatura de Rivas-Martínez (1987: 60-61, 95-97), distingue entre los enebrales situados en umbría, propios de la montaña cantábrica (asociación *Junipero nanae-Vaccinietum uliginosi*), y los de carácter oromediterráneo (asociación *Genisto sanabrensis-Juniperetum nanae*), que solo halla en dos ocasiones.

De acuerdo con el mapa 2, *Juniperus communis* subsp. *alpina* tiene en el municipio de Carballada (a grandes rasgos, el cuadrante noroeste del área de estudio) una presencia ciertamente puntual, aunque en el resto del macizo resulta más frecuente. Domina sobre todo en las partes altas de las sierras, en especial en situación de cresta, pero no es infrecuente en los fondos y en las laderas de los valles, en casi todos los casos de origen glaciar.

Los datos altimétricos procesados en la figura 1 para los poco más de setecientos pies estudiados permiten confirmar lo sostenido por Ortiz (1986). Sin embargo, cabe matizar que la especie baja hasta 1.350 m y se convierte en muy frecuente solo por encima de 1.900 m. Si relacionamos la distribución altimétrica de la especie con la de la hipsometría del cuadrado rojo del mapa 2, resulta evidente que la presencia relativa máxima se alcanza únicamente por encima de los 2.000 m y, desde luego, de los 2.100 m. Esta cota solo se encuentra en el Macizo de Trevinca en 0,039 km² alrededor de los picos de Pena Trevinca, Pena Negra y Pena Surbia, donde *Juniperus communis* subsp. *alpina* adquiere un recubrimiento destacable.

La georreferenciación practicada también permite analizar las exposiciones de los pies localizados (Figura 2). El 62% de los mismos se encuentra a N, siendo NE la orientación preferida por la especie (22%), seguida de N y NO, ambas con casi un 20% cada una. Más allá de las tres exposiciones a N, la única que también supera el 10% es el E (13%). NE/E implica evitar la incidencia directa del sol en las largas y calurosas tardes veraniegas, pero también beneficiarse de una mayor acumulación nival durante el invierno y la primavera. En efecto, los neveros que quedan hacia el E acumulan la nieve desplazada por el viento (por lo general de componente O/SO); en ellos, *Juniperus communis* subsp. *alpina* puede sobrevivir mejor aletargado que expuesto a las heladas y al viento gélido en las partes más altas de las sierras, especialmente inclementes en invierno e inicios de la primavera.

Mapa 2. Distribución de *Jun. communis* subsp. *alpina* georreferenciado en Trevinca

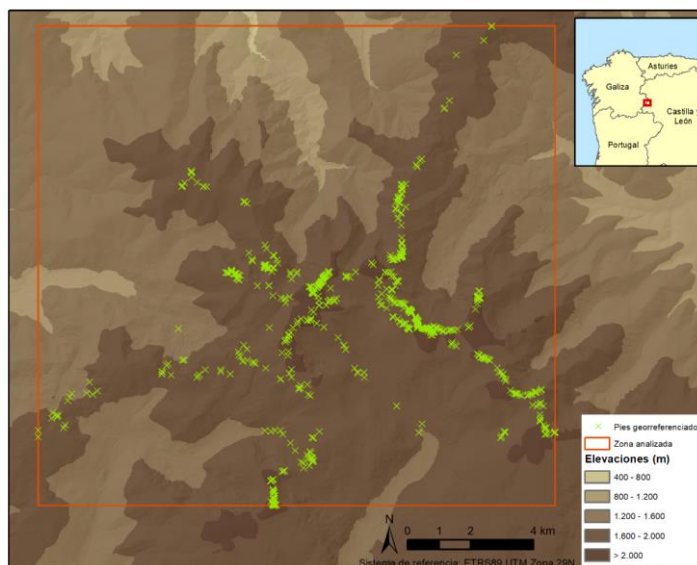


Figura 1. Distribución altitudinal de *Jun. communis* subsp. *alpina* georreferenciado en Trevinca

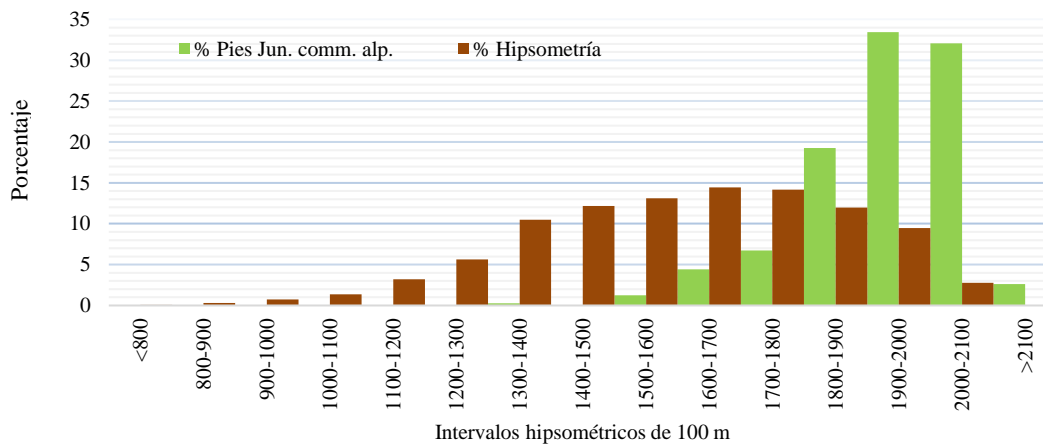
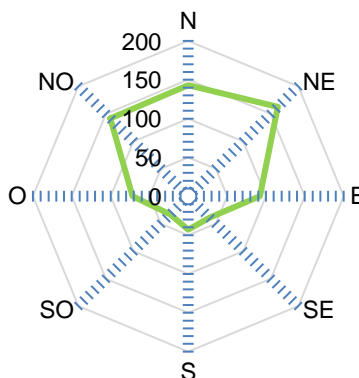


Figura 2. Orientaciones de los ejemplares de *Jun. communis* subsp. *alpina* georreferenciados en Trevinca



Así pues, un factor de distribución clave para explicar *Juniperus communis* subsp. *alpina* en Trevinca es la innivación. En invierno una parte significativa de los matorrales no se reconoce, pues queda cubierta por una capa de nieve, cuyo nivel puede determinar la altura que alcanzan los ejemplares. Otro factor natural que condiciona la presencia de nuestra planta son los substratos rocosos expuestos. Así, conforman su hábitat: crestas rocosas, bloques erráticos dejados por los glaciares, paredes verticales de los valles en artesa, piedras sobresalientes en las morrenas y, en especial, canchales periglaciares. Seguramente esta preferencia se explique porque la especie esté mejor adaptada a estos biotopos que ninguna otra competidora, excepción hecha de las plantas rupícolas y glerícolas (como *Sempervivum vicentii*, común con el enebro rastrero de las partes más altas). La correspondencia entre estas geoformas y *Juniperus communis* subsp. *alpina* ya ha sido probada por Rodríguez Guitián y Guitián (1993) para Ancares; en Trevinca confirmamos la correlación. Sin embargo, en Ancares Rodríguez Guitián y Guitián (1993: 176-177) registran la especie sobre todo en canchales estables e inactivos, mientras que en Trevinca el enebro rastrero parece resultar indicativo de canchales móviles y activos; otras especies más exitosas colonizan los estables, con casos de sucesión en marcha de enebreal a matorral más alto y bosquetes de *Sorbus aucuparia* o *Betula alba*.

Otro ambiente en el que hallamos *Juniperus communis* subsp. *alpina* son los prados, casi siempre junto a otros arbustos, sobre todo *Cytisus oromediterraneus*, *Genista sanabrensis*, *Genista tridentata*, *Calluna vulgaris* y *Erica australis*. Este hábitat delata un proceso de colonización activo. En el pasado, los prados se mantenían en base a fuegos que han dejado de producirse. Ahora el matorral está creciendo con fuerza y la especie estudiada participa de esa expansión, pero sucumbirá ante las otras. En este contexto, las rocas, con menor afección del fuego, han actuado como refugio para el enebro rastrero y desde ellas se han diseminado por ambientes próximos. De cara al futuro, el enebro volverá a las rocas, pues las otras especies arbustivas competidoras entran con mayor dificultad en las mismas. De hecho, *Juniperus communis* subsp. *alpina* suele colonizar los circos de piedra de los antiguos *curros* ganaderos de montaña, contruidos para resguardar la cabaña ante lobos y otras alimañas. Esto refleja el fin de su vida útil asociada a un mundo rural que se ha disipado y, asimismo, la imposibilidad por parte de otras plantas de crecer en ese hábitat hostil de suelos raquíuticos.

En Trevinca, como en el Montseny, resulta difícil hablar de piso subalpino. Por las cotas alcanzadas, 400 m superiores, se podría inferir su presencia. Pero el límite superior forestal está antrópicamente situado más abajo a causa de la dinámica de miles de años de quemas, desarrolladas, no se puede olvidar, en el holoceno. La benignidad climática posglaciar seguramente habría permitido un ascenso del bosque, pero no ha sido posible por la acción humana. Ahora que las quemas se han interrumpido, van apareciendo árboles por encima de 2000 m: *Betula alba*, a 2.007 m, cerca de Pena Surbia; *Sorbus aucuparia*, a 2.015 m, en las inmediaciones de Pena Trevinca; o *Salix* sp., a 2.054 m, casi en la cima de Pena Negra. Con la retirada de los glaciares, las comunidades subalpinas ascendieron, aunque su piso altitudinal ha quedado fosilizado, de forma irónica, por la actividad humana. Por supuesto que crecen a estas alturas plantas subalpinas, como el propio *Juniperus communis* subsp. *alpina* o *Gentiana lutea*, una acompañante habitual, pero su distribución sería más reducida que la actual.

6. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Rivas-Martínez (1987) caracteriza las comunidades ibéricas dominadas por enebro rastrero fuera del Pirineo como maduras. En cambio, en dicha cordillera -estudiada también por, entre otros, Bolòs (1976) o Folch (1981)- se consideran en muchas ocasiones secundarias. Por las

investigaciones realizadas en el Montseny y Trevinca, en el primer caso cerca del Pirineo, en el segundo caso lejos de él, resulta dudoso poder considerar el matorral dominado por *Juniperus communis* subsp. *alpina* por norma como vegetación potencial. Más bien, su actual dominancia parece producto de una etapa de colonización una vez que se han acabado las prácticas seculares de fuego. Participan, por lo tanto, de la dinámica general de incremento de los matorrales registrada en la Península Ibérica (Cascos, 2013). Creemos que las comunidades de enebro rastrero subsistirán en zonas de roquedo, en particular en crestas y canchales, pero su extensión será con alta probabilidad sensiblemente inferior a la actual. Seguramente solo en ese tipo de ambientes extremos pueden ser consideradas comunidades permanentes.

Folch (1981: 366) señalaba las dificultades asociadas a “la acción humana sobre los matorrales de enebro rastrero”, que definía como “negativa” (traducción propia). Por supuesto que la especie sucumbe al fuego, pero su actual expansión se debe en buena medida al nicho que ha hallado en el paisaje abierto consecuencia de siglos de prácticas ganaderas. Se trata, en todo caso, de una etapa, pues otros matorrales se expandirán mejor; asimismo, los hayedos en el Montseny, o las especies arbóreas de los abedulares en Trevinca, están implantándose con rapidez. Muy probablemente el bosque colonizará los sectores actualmente supraforestales poco inclinados y con suelo más o menos profundo, a veces generado por el propio enebro rastrero. Así, en el Montseny, el matorral denso de enebro enano inventariado por Braun-Blanquet y Bolòs en 1947 (Bolòs, 1983: 152) que se ha incrementado en las décadas posteriores está ahora menguando. En Trevinca, a su vez, Ortiz (1986) consideraba los matorrales estudiados como escasos; si bien ello se puede deber a su estudio circunscrito a una determinada parte del macizo, seguramente desde la década de 1980 la dinámica ha sido también expansiva, pero esta fase tocará a su fin tarde o temprano, como ha sucedido en el Montseny. Si, en definitiva, se quiere mantener fijo el paisaje actual para conservar las extensiones de *Juniperus communis* subsp. *alpina*, cabría pensar en medidas de conservación que necesariamente implicarían gestión activa. Tampoco se puede descartar que se produzca un macroincendio, sobre todo en Trevinca, donde la protección y conservación efectivas se dan en el lado zamorano, pero no tanto en el gallego (Paül *et al.*, 2018); ello reconfiguraría enormemente el paisaje.

Más allá de la dinámica motivada por los cambios en los usos del territorio, en particular, a causa del desmoronamiento de la economía ganadera, no se puede olvidar que el matorral estudiado se adscribe al mundo subalpino, lo que se asocia de entrada a unas determinadas condiciones climáticas frías y a una innivación generosa (Bolòs, 1976; Folch, 1981). Cabe insistir sobre el carácter extremo de las comunidades analizadas, cuyos congéneres de los Pirineos o la Cordillera Cantábrica son más robustos, se sitúan a mayor altura y reciben más innivación. Por ello, las localidades trabajadas resultan particularmente vulnerables ante el cambio climático que se está experimentando, lo que podría agravar las tendencias recesivas.

REFERENCIAS

- Arozena, M.E. (2000). Estructura de la vegetación. En: Meaza, G. (Dir.). *Metodología y práctica de la Biogeografía*. Barcelona: Serbal: 77-146.
- Bolòs, O. de (1976). Els sòls i la vegetació dels Països Catalans. En: Riba i Arderiu, O.; Bolòs i Capdevila, O.; Panareda Clopés, J.M.; Nuet i Badia, J.; Gonsálbez i Noguera, J. *Geografia física dels Països Catalans*. Barcelona: Ketres: 107-158.
- Bolòs, O. de (1983). *La vegetació del Montseny*. Barcelona: Diputació de Barcelona.
- Bolòs, O. de; Vigo, J. (1984). *Flora dels Països Catalans*. Barcelona: Barcino.

- Cascos, C. (2013). La gran extensión y pujanza de los matorrales atlánticos y mediterráneos. En: Molinero, F. (Coord.). *Atlas de los paisajes agrarios de España*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Vol. I: 303-316.
- Enríquez de Salamanca, A. (2017). Ecología, taxonomía y corología de *Juniperus communis* L. en el centro de España. *Flora Montiberica*, 69: 27-40.
- Folch, R. (1981). *La vegetació dels Països Catalans*. Barcelona: Ketres.
- Font Quer, P. (1954). La vegetación. En: Terán, M. de (Dir.). *Geografía de España y Portugal*. Barcelona: Montaner y Simón, Vol. II: 145-271.
- Franco, J. (1986). *Juniperus* L. En: Castroviejo, S. (Coord.). *Flora ibérica*. Madrid: Real Jardín Botánico, Vol. I: 181-188.
- Llobet, S. (1947). *El medio y la vida en el Montseny. Estudio geográfico*. Barcelona: CSIC.
- Marco, J.A.; Padilla, A.; Sánchez, A. (2002). Distribución de la carrasca (*Quercus ilex* ssp *rotundifolia*) en Alacant. En: Panareda, J.M.; Pintó, J. (Eds.). *Temas en Biogeografía*. Terrassa: Aster: 412-424.
- Ortiz, S. (1986). *Series de vegetación y su zonación altitudinal en el Macizo de Pena Trevinca y Serra do Eixo*. Santiago de Compostela: Universidade de Santiago de Compostela: Tesis Doctoral.
- Ortiz, S.; Izco, J.; Rodríguez-Oubiña, J. (1997). Complejos de vegetación del Macizo de Pena Trevinca y Serra do Eixo (NO de la Península Ibérica). *Phytocoenologia*, 27(1): 25-52.
- Panareda, J.M. (1980). *Estructura y dinámica del paisaje actual del Montseny: los impactos humanos sobre los sistemas naturales*. Barcelona: Universitat de Barcelona: Tesis Doctoral.
- Panareda, J.M. (1991). *El Montseny. Visió geogràfica*. Vic: Eumo.
- Panareda, J.M. (1998). *Vida i obra del botànic Oriol de Bolòs i Capdevila*. Terrassa: Aster.
- Panareda, J.M. (2000). Cartografía y representación fitogeográfica. En: Meaza, G. (Dir.). *Metodología y práctica de la Biogeografía*. Barcelona: Serbal: 273-316.
- Panareda, J.M. (2007). La percepción del paisaje del Montseny (Cordillera Prelitoral Catalana) por Salvador Llobet a partir del Mapa de los Mantos de Vegetación de 1947. En: Paül, V.; Tort, J. (Eds.). *Territorios, paisajes y lugares. Trabajos recientes de pensamiento geográfico*. Cabrera de Mar/Madrid: Galerada; Asociación de Geógrafos Españoles: 193-204.
- Panareda, J.M.; Masnou, J.; Boccio, M. (2010). Caracterització biogeogràfica dels arbusts d'afinitat subalpina al Montseny. *VII Monografies del Montseny*. Barcelona: Diputació de Barcelona: 143-154.
- Paül, V.; Trillo, J.M.; Panareda, J.M.; Gurriarán, R. (2018). Las Montañas de Trevinca, ¿paisaje patrimonial de Galicia? En: Molinero, F.; Tort, J. (Coords.). *Paisajes patrimoniales de España. Valor y significado del patrimonio territorial español*. Madrid: MITECO; Universidad Autónoma de Madrid, Vol. I: 172-197.
- Pintó, J. (2000). Dinámica de la vegetación. En: Meaza, G. (Dir.). *Metodología y práctica de la Biogeografía*. Barcelona: Serbal: 147-197.
- Rivas-Martínez, S. (1987). *Memoria del mapa de series de vegetación de España*. Madrid: MAPA.
- Rodríguez Guitián, M.; Guitián, J. (1993). El piso subalpino en la Serra dos Ancares: condicionantes geomorfológicos y climáticos de la distribución de las comunidades vegetales. En: Pérez Alberti, A.; Guitián, L.; Ramil, P. (Eds.). *La evolución del paisaje en las montañas del entorno de los caminos jacobeos*. Santiago de Compostela: Xunta de Galicia: 165-181.
- Tison, J.M.; Foucault, B. de (2014). *Flora Gallica. Flora de France*. Mèze: Biotope.
- Tison, J.M.; Jauzein, H.; Michaud, H. (2014). *Flora de la France méditerranéenne continentale*. Turriers: Naturalia.

PAISAJES DE MONTAÑA DEL PARQUE NATURAL DE AIZKORRI-ARATZ (PAÍS VASCO). EVOLUCIÓN PALEOBIOGEOGRÁFICA DURANTE EL HOLOCENO

Sebastián Pérez Díaz¹, José Antonio López Sáez² y Reyes Luelmo Lautenschlaeger^{2,3}

¹ Dpto. Geografía, Urbanismo y O.T. Universidad de Cantabria. sebastian.perezdiaz@unican.es

² Instituto de Historia. CSIC. joseantonio.lopez@cchs.csic.es, reyes.luelmo@cchs.csic.es

³ Dpto. Geografía. Universidad Autónoma de Madrid.

RESUMEN

Las montañas del SO de Europa, anteriormente consideradas espacios marginales, son en la actualidad un objeto de investigación clave debido a su gran valor socio-ecológico. Uno de los aspectos más relevantes es la evolución de la cobertura vegetal, que determina la configuración paisajística actual, siendo además una herramienta de gran utilidad a la hora de establecer planes de gestión de espacios naturales.

Uno de los ámbitos menos explorados hasta la actualidad desde la perspectiva paleoambiental son los Montes Vascos (Comunidad Autónoma del País Vasco, norte de la Península Ibérica), a caballo entre las altas montañas de la Cordillera Cantábrica y los Pirineos. En este trabajo presentamos los resultados de los estudios paleoambientales llevados a cabo en dos turberas de montaña (Mugariluze y Arbarrain) situadas en el Parque Natural de Aizkorri-Aratz, que permiten evaluar la dinámica vegetal, la evolución del clima y la incidencia de la antropización durante el Holoceno medio y final.

Los principales resultados señalan desde hace *ca.* 8200 años cal BP la existencia de un paisaje vegetal dominado por importantes masas forestales caducifolias (robles, avellanos, alisos, fresnos, abedules, etc.), con una presencia más reducida de pinares. Un hecho muy interesante es la evolución de un taxón que ocupa en la actualidad un papel muy destacado en la configuración paisajística de estas montañas, como los hayedos. Presente en este entorno a lo largo del Holoceno de manera poco importante, en el Holoceno final sus poblaciones se expandieron notablemente, hasta constituir importantes bosques en la actualidad.

Palabras clave: paleobiogeografía, *Fagus*, *Taxus*, Montes Vascos, Holoceno.

ABSTRACT

The mountains of SW Europe, previously considered marginal spaces, are currently a key research object due to their great socio-ecological value. One of the most relevant aspects is the evolution of the land cover, which determines the current landscape configuration, being also a very useful tool when establishing management plans for natural areas.

One of the least explored areas from the paleoenvironmental perspective are the Basque Mountains (Basque Country, northern Iberian Peninsula), riding between the high Cantabrian Mountains and the Pyrenees. In this paper we present the results of the paleoenvironmental studies carried out in two mountain peat-bogs (Mugariluze and Arbarrain) located in the Aizkorri-Aratz Natural Park, which allow to evaluate the plant dynamics, the evolution of the climate and the incidence of anthropization during the middle and late Holocene.

The main results indicate since *ca.* 8200 years cal BP the existence of a vegetal landscape

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Pérez Díaz, S.; López Sáez, A.; Luelmo Lautenschlaeger, R. (2020). Paisajes de montaña del Parque Natural de Aizkorri-Aratz (País Vasco). Evolución paleobiogeográfica durante el Holoceno. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 641-650.

dominated by important deciduous forest forests (oaks, hazelnuts, alders, ash trees, birches, etc.), with a smaller presence of pines. A very interesting question is the evolution of a taxon that currently has a very prominent role in the landscape configuration of these mountains, such as beech. Present in this environment throughout the Holocene unimportantly, from *ca.* 4000 cal BP their populations expanded remarkably, forming currently wide forests.

Keywords: paleobiogeography, *Fagus*, *Taxus*, Basque Mountains, Holocene.

1. INTRODUCCIÓN

Entre los retos más sugerentes que se plantean en la actualidad a la sociedad está aquel que tiene que ver con la configuración de los paisajes, incorporando esta cuestión a la agenda política y al debate ciudadano sobre el territorio (Mata y Fernández, 2013). En este sentido, uno de los aspectos más originales contenidos en el Convenio Europeo del Paisaje (Florenzia, 2000) es aquel que incide en el entendimiento territorial del paisaje y su compromiso con la protección, gestión y ordenación de los valores paisajísticos.

Una interesante perspectiva al respecto, de gran interés a la hora de tomar decisiones sobre ordenación del paisaje y sobre todo en lo que se refiere a espacios naturales (tanto protegidos como sin proteger), es aquella que tiene que ver con la evolución de la cubierta vegetal. Tratar esta cuestión desde la perspectiva actual es relativamente sencillo, empleando la observación directa. Sin embargo, otra perspectiva es la que se refiere a cómo han sido los paisajes en el pasado y cómo han evolucionado hasta lo que son hoy en día.

El conocimiento sobre la evolución paleoambiental durante el Holoceno medio y final (desde *ca.* 8200 cal BP), así como el impacto de las actividades antrópicas y la dinámica paleoclimática sobre el paisaje, se ha incrementado en los últimos años de manera notable en la Península Ibérica, especialmente a partir de registros palinológicos efectuados tanto en depósitos naturales (lagos y turberas principalmente) como arqueológicos (Riera *et al.*, 2004; López Sáez *et al.*, 2011; Pérez Díaz *et al.*, 2012; Lillios *et al.*, 2016; Revelles, 2016; Pérez Díaz *et al.*, 2018).

Uno de los espacios más interesantes desde el punto de vista paleoambiental son las montañas, tradicionalmente consideradas áreas marginales y espacios muy limitados por sus severas condiciones climáticas y topografía extrema. Sin embargo, son espacios de gran valor. Es una realidad que los ambientes montañosos abarcan aproximadamente 24,3% de la superficie terrestre mundial (Kapos *et al.*, 2000), y al mismo tiempo albergan entre el 22 y 26% de la población humana en la Tierra (Meybeck *et al.*, 2001). Son además áreas de gran importancia económica (como áreas de provisión de alimentos, agua, combustibles, madera, plantas medicinales, minerales y forraje), cultural (valor recreacional y turístico, estético, aporta sentido de pertenencia, contiene patrimonio cultural) y ecológica (ciclo de nutrientes, formación del suelo, refugio para vida silvestre y biodiversidad) (Promis *et al.*, 2015).

Las montañas son además áreas tremendamente sensibles y vulnerables a los efectos del cambio climático y a muchos otros peligros que dicho cambio puede aumentar o acelerar (Kholler y Maselli, 2009). Teniendo en cuenta que la variabilidad climática y la dinámica antrópica son los principales factores que han influido en la evolución temporal de la vegetación en los entornos de montaña, un análisis histórico de ambos y sus interacciones nos permitirá comprender la fisonomía de los paisajes actuales desde una perspectiva diacrónica (Valladares *et al.*, 2004). En este sentido, las montañas constituyen un “laboratorio natural” único para evaluar una socio-ecología a largo plazo (Ejarque *et al.*, 2010; Miras *et al.*, 2010; López Sáez *et al.*, 2014).

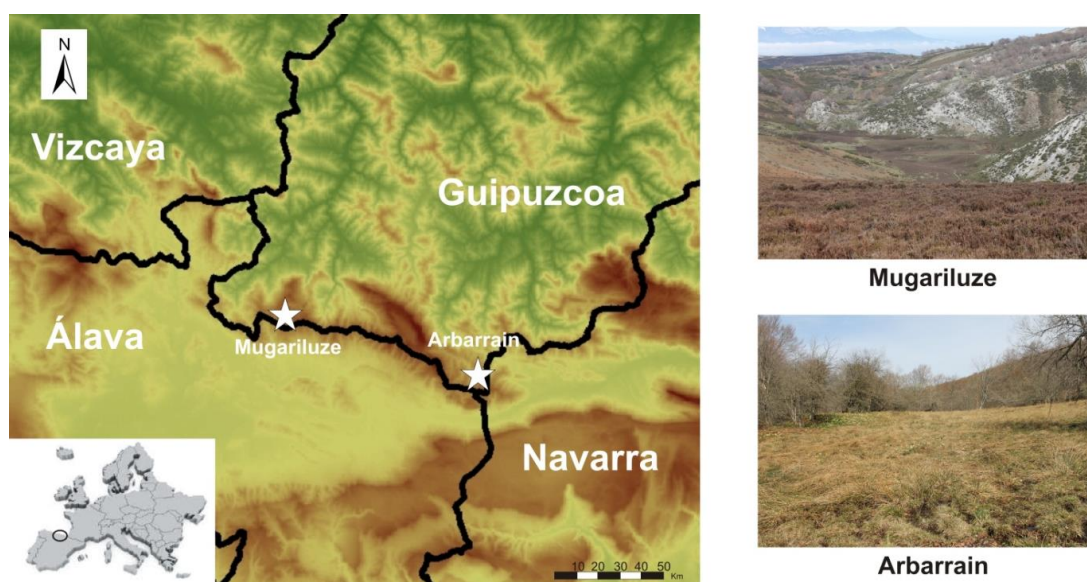
En este trabajo se discute acerca de la evolución del paisaje en el Parque Natural de Aizkorri-Aratz (Comunidad Autónoma del País Vasco, norte de la Península Ibérica), creado según Decreto 75/2006, de 4 de abril, por el que se aprueba el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del Área de Aizkorri-Aratz. En este caso, nos centramos en los últimos 8200 años (Holoceno medio y final), utilizando para ello el registro paleobotánico de la turbera de Arbarrain y el depósito localizado en el polje de Mugariluze, con el objetivo de determinar la evolución paleobiogeográfica en este entorno tan singular de los Montes Vascos.

2. ÁREA DE ESTUDIO

El área elegida para este trabajo es el parque Natural de Aizkorri-Aratz, administrativamente perteneciente a las provincias de Álava y Guipúzcoa (Figura 1). Desde un punto de vista biogeográfico, esta zona se encuadra dentro de la Región Eurosiberiana, Subregión Atlántico-Medioeuropea, Superprovincia Atlántica, Provincia Cántabro-Euskaldún, Subsector Euskaldun (Rivas Martínez, 1987).

Este entorno, localizado en las denominadas Montañas Septentrionales, es de gran interés biogeográfico debido a que constituye la divisoria de aguas cántabro-mediterránea. El conjunto de estas sierras, localizadas al sur de Guipúzcoa y Vizcaya, y al norte de Álava, que enlazan el Alto Pirineo navarro y la Cordillera Cantábrica, se sitúan entre los 600 y los 1.600 m s.n.m. Se puede apreciar una clara contraposición litológica y morfológica entre sierras calizas y silíceas. Las primeras presentan un paisaje kárstico bien desarrollado, no siendo raros los lapiaces y los cantiles; mientras que las montañas silíceas son de perfiles redondeados y en pocos lugares afloran roquedos. El clima se caracteriza por sus bajas temperaturas y elevadas precipitaciones, siendo frecuente la niebla y, fuera de la época estival, las heladas y las nevadas.

Figura 1. Localización de los depósitos considerados en este trabajo



Estas características climáticas y orográficas propician la existencia de un cortejo vegetal compuesto por el dominio del hayedo calcícola en los montes calizos, junto a pastos de origen antrópico y uso ganadero. En las montañas silíceas predominan los bosques de hayedo acidófilo, junto con marojales en las solanas y el brezal-argomal-helechal (Aseginolaza *et al.*,

1996). A pesar de no haber grandes núcleos urbanos en esta comarca, el paisaje está fuertemente antropizado.

En las montañas septentrionales el dominio del hayedo (*Fagus sylvatica*) acapara la práctica totalidad de la comarca, de la que constituye el bosque climácico. La elevada humedad ambiental, con frecuentes nieblas, favorece la implantación de estos bosques, dominando los acidófilos sobre los éutrofos. En el ambiente del hayedo se dan también intercalaciones de marojales, robledales de roble albar (*Quercus petraea*), abedulares y bosque mixto de crestón y cantil, en situaciones locales poco aptas para el haya (Aseginolaza *et al.*, 1996).

El dominio del rebollar (*Quercus pyrenaica*) toma el relevo del haya en áreas o enclaves (sobre todo de media ladera y en situación soleada) donde a la relativa sequedad y luminosidad atmosférica se une la presencia de suelos secos y arenosos (Aseginolaza *et al.*, 1996). En estos mismos carasoles de las sierras de la divisoria, pero sobre litología caliza aflorante, es destacable el dominio del quejigal de quejigo pubescente (*Quercus humilis*), en mayor o menor medida hibridado con sus congéneres calcícolas. Estas últimas premisas geocológicas confluyen, fundamentalmente, en el sector oriental de la comarca, en tanto que el central y occidental, de materiales silíceos, se revisten de extensas manchas de rebollar (Meaza, 1997).

3. MATERIAL Y MÉTODOS

La turbera de Arbarrain (UTM 30T, X: 562.018, Y: 4.749.880, 1004 m s.n.m.) se encuentra en el sector oriental del Parque Natural de Aizkorri-Aratz. Se ubica en la ladera norte de la cumbre de Arbarrain, en la Sierra de Urkilla (País Vasco), muy cerca de la divisoria de aguas cántabro-mediterránea. El depósito de Mugariluze se localiza en el polje del mismo nombre, en el sector occidental del Parque Natural de Aizkorri-Aratz (UTM 30T, X: 540.401, Y: 4.757.292, 950 m s.n.m.), en la ladera norte de la Sierra de Elguea (Figura 1).

En ambos casos, las muestras fueron obtenidas mediante el empleo de una sonda rusa con un diámetro de 50 mm. Las distintas secciones sedimentarias recogidas fueron selladas y almacenadas convenientemente a 4°C antes de su submuestreo en laboratorio. En el caso de Arbarraín se obtuvo un testigo de 92 cm de profundidad, que fue seccionado en muestras de 1 cm³, analizándose todas ellas. En Mugariluze, se obtuvo un testigo de 290 cm de profundidad, que igualmente seccionado en muestras de 1 cm³. En este caso, se han analizado un total de 58 muestras, con un intervalo de 5 cm.

El tratamiento químico de las muestras sedimentológicas referidas (1 cm³) se ha realizado en las instalaciones del Grupo de Investigación Arqueobiología (CCHS, CSIC), siguiendo la metodología estándar propuesta por Faegry e Iversen (1989), aunque sin acetólisis. Para la identificación de palinomorfos se ha utilizado un microscopio óptico (modelo Nikon Eclipse 50i), con objetivos de 40x, 60x y 100x, este último con aceite de inmersión. Los granos de polen, las esporas y los microfósiles no polínicos se identificaron mediante la utilización de claves diagnósticas y atlas polínicos (Moore *et al.*, 1991; Reille, 1999), y de la colección de referencia del Grupo de Investigación Arqueobiología del CSIC.

En cada muestra se han identificado un mínimo de 500 pólenes procedentes de plantas terrestres (suma base polínica, SBP). Los porcentajes relativos de cada palinomorfo en cada muestra vienen referidos a la SBP. De ésta se excluyeron los palinomorfos de taxones hidro-higrófitos, esporas y microfósiles no polínicos, cuyos porcentajes se calculan también respecto a ella.

El procesado de los datos y su representación gráfica se realizó mediante los programas TILIA y TGview (Grimm, 1992, 2004). Para establecer la zonación de la secuencia polínica, se

probaron distintos métodos aglomerativos, a partir de un análisis de clúster aglomerativo constreñido de suma incremental de los cuadrados (CONISS) mediante una transformación de los porcentajes a su raíz cuadrada (Grimm, 1987).

En Arbarrain se realizaron un total de ocho dataciones, mientras que en Mugariluze se han datado dos muestras. En ambos casos se empleó el método de datación mediante AMS (Tabla 1), efectuadas en el Centro Nacional de Aceleradores (CNA, Universidad de Sevilla-CSIC), Poznan Radiocarbon Laboratory (Poznan, Polonia) y laboratorio Svedberg de la Universidad de Upsala (Upsala, Suecia). Las fechas radiocarbónicas fueron calibradas, en fechas cal BP, mediante CALIB 7.1 usando la curva de calibración IntCal13 (Reimer *et al.*, 2013).

Tabla 1. Dataciones obtenidas en los depósitos de Arbarrain y Mugariluze

Depósito	Prof.	Referencia	Material	Edad BP	Edad cal BP	Máx. prob. cal BP
Arbarrain	20	Poz-84261	Turba	1155±30	1175-948	1070
	45	Poz-84262	Turba	2380±30	2675-2342	2404
	60	Ua-55277	Turba	3761±30	4235-3994	4124
	68	Poz-84263	Turba	4125±30	4816-4530	4666
	78	Ua-55278	Sedimento orgánico	5120±32	5932-5750	5848
	87	Ua-55279	Sedimento orgánico	5483±39	6394-6206	6287
	90	CNA-2381.1.1.	Sedimento orgánico	5945±30	6856-6676	6769
	92	Poz-84264	Sedimento orgánico	7430±30	8365-8171	8262
Mugariluze	255	CNA-2388.1.1	Sedimento orgánico	4350±30	5029-4850	4915
	287	CNA-2389.1.1	Sedimento orgánico	4885±30	5657-5587	5620

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

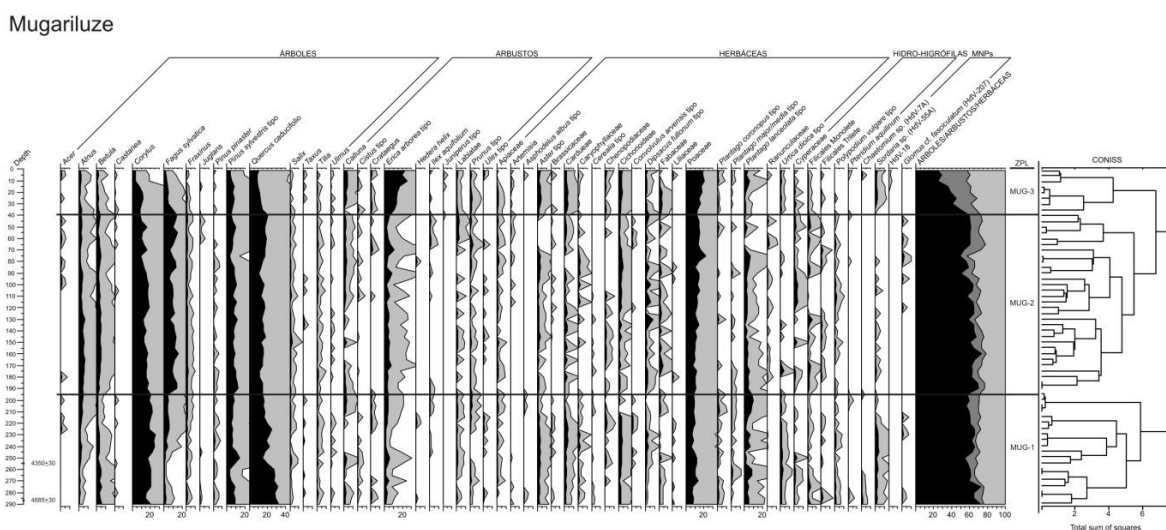
El paisaje vegetal en las montañas del Parque Natural de Aizkorri-Aratz durante el Holoceno medio (*ca.* 8200-4500 cal BP) está dominado en todo momento por formaciones forestales, con valores de polen arbóreo siempre superiores al 60%. Estos bosques son de tipo caducifolio, dominados por dos taxones. El más abundante en ambos depósitos es *Corylus*, alcanzando valores de entre 14 y 25% en Mugariluze (Figura 2) y de 23-44% en Arbarrain (Figura 3). Los avellanos, con un claro carácter heliófilo y pionero, son típicos de ambientes húmedos, incluso en las cercanías de ambientes higro-turbosos, como en este caso. El segundo taxón en importancia, con una clara presencia local, es el compuesto por los *Quercus* caducifolios. En Mugariluze sus valores oscilan entre 32 y 16%, mientras que en Arbarrain se sitúan entre 18-11%. En este entorno, este morfotipo puede relacionarse probablemente con especies como *Quercus pyrenaica*, la más habitual en la actualidad en situaciones de media montaña de la ladera norte, como en este caso. Estos bosques suelen ir frecuentemente acompañados por un segundo estrato leñoso compuesto por arbustos espinosos tipo *Prunus* y acebos, junto con otro estrato bajo compuesto por brezales y árgomas, todos ellos presentes en los diagramas palinológicos de ambos depósitos (Figuras 2 y 3).

Otros caducifolios con presencia local son los abedules, documentados en ambos registros. Los bosquetes de abedules se sitúan frecuentemente en el piso del robledal, y suelen ser formaciones escasas y puntuales de *Betula alba*, habitualmente en claros de los robledales, en

enclaves inestables de sustrato silíceo. Menos abundantes en el entorno son tilos y arces, con presencia esporádica en ambos diagramas, si bien más frecuentes en el sector oriental (Arbarrain). Los hayas, tienen presencia continua en Mugailuze, y más esporádica en Arbarrain. También se han documentado en ambos registros taxones vegetales claramente relacionados con los ambientes higroturbosos, como alisos, sauces y olmos.

Los pinares no tienen una gran representación porcentual en ambas secuencias. En Mugailuze no superan el 9% (Figura 2), mientras que en Arbarrain alcanza valores máximos de 19,2% (Figura 3). Estas coníferas no serían bosques dominantes en todo este entorno, pues estudios de lluvia polínica actual indican que sólo valores superiores al 60% permiten señalar la presencia de bosques desarrollados a escala local (López Sáez *et al.*, 2013). Probablemente, estos pinares formarían una banda de vegetación situada por encima del bosque caducifolio

Figura 2. Diagrama palinológico del depósito de Mugailuze



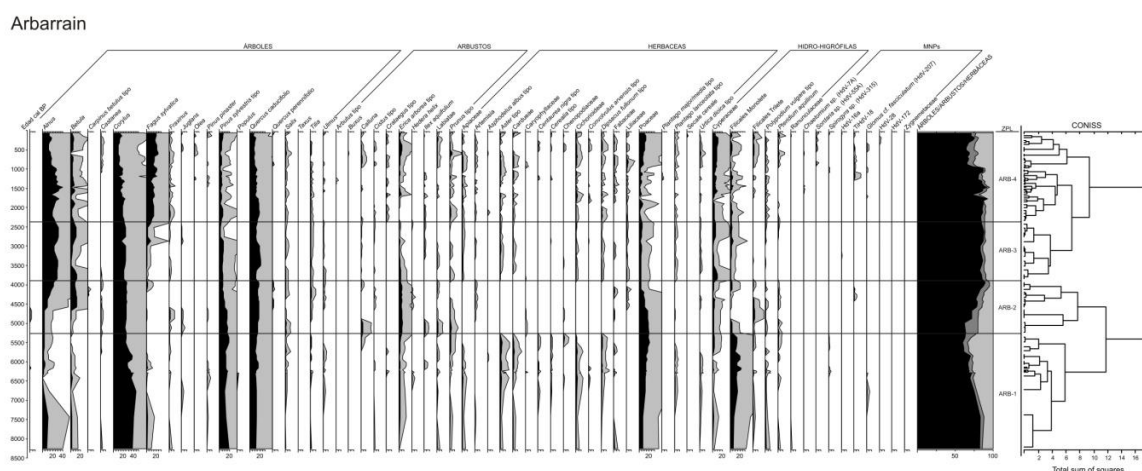
A pesar de haberse documentado de una manera dispersa y poco abundante, es interesante mencionar la presencia de tejos, más frecuentes en el sector occidental, en la Sierra de Elguea (Figura 2). En la Península Ibérica, los tejos son actualmente comunidades vegetales de gran escasez y singularidad. Aunque son más comunes en las regiones del norte de la Península Ibérica, también aparecen en las cadenas montañosas del sur. En general, los tejos se encuentran aislados o como parte de pequeños grupos dentro de otros bosques, rara vez como formaciones monoespecíficas (Costa *et al.*, 2005). En los Montes Vascos, los tejos crecen actualmente desde áreas con influencia oceánica cerca de la costa hasta áreas montañosas del interior en altitudes más altas, con un clima más estacional. Normalmente están confinados a áreas de escaso uso económico, en lugares accidentados e inaccesibles, pero siempre en suelos húmedos con ausencia de sequías prolongadas en verano (Aseguinolaza *et al.*, 1996; Costa *et al.*, 2005; Schwedtner *et al.*, 2007; Sierra, 2010).

Los datos paleobotánicos muestran que el tejo ha estado presente en varios lugares de los Montes Vascos desde al menos el Pleistoceno. Sin embargo, durante el Holoceno Medio se documenta cierta expansión, cuando ocupó lugares donde anteriormente había estado ausente. Desde *ca.* 8200 cal BP se detecta un uso significativo de la madera de tejo en contextos arqueológicos. Si este uso extensivo responde a una presencia relevante en el paisaje o si la madera fue seleccionada por grupos humanos es un problema que aún no podemos resolver, debido a la escasez de otros registros paleobotánicos. Lo que está claramente documentado es

que desde *ca.* 6000 cal BP, el tejo manifiesta una expansión clara, aumentando significativamente su presencia en los registros palinológicos (Pérez Díaz *et al.*, 2013).

Esta fase duró varios milenios, hasta el Holoceno final, cuando las poblaciones de tejo sufrieron una regresión. Desde *ca.* 3000 cal BP se aprecia una menor presencia de restos de *Taxus* en el paisaje y también una disminución en su uso en contextos arqueológicos. Desde entonces, se ha restringido a áreas de menor uso económico, junto con otros elementos caducifolios. Esta regresión podría deberse a una combinación de factores biológicos, ambientales y humanos: condiciones climáticas desfavorables (debido a una disminución en la disponibilidad de agua) y sobreexplotación humana desde los tiempos neolíticos, junto con la competencia de otras especies de árboles, especialmente haya, y relativamente delicada auto-reproducción (Pérez Díaz *et al.*, 2013).

Figura 3. Diagrama palinológico de la turbera de Arbarrain



A pesar de la ya mencionada importante presencia de masas forestales en los Montes Vascos, también se ha documentado la existencia de espacios abiertos claramente relacionados con actividades antrópicas. En concreto en ambos registros tienen cierta presencia taxones antrópico-nitrófilos (*Dipsacus fullonum* tipo, *Aster* tipo, *Cardueae*, *Cichorioideae*) y antropozoógenos (*Chenopodiaceae*, *Plantago* sp., *Urtica dioica* tipo), junto con praderas de gramíneas. Además, en ambos registros se ha documentado la presencia de polen de cereal. Sus valores son siempre inferiores al 1%, y no permiten asegurar la presencia de cultivos locales (Diot, 1992; López Sáez y López Merino, 2005). No obstante, su presencia es claramente significativa de algún tipo de perturbación antrópica. Por otro lado, la presencia en Mugariluze de microfósiles no polínicos de ecología coprófila (*Sordaria* sp.) y otros de naturaleza carbonícola (*Chaetomium* sp.) sugieren actividad antrópica en estas zonas montañosas. Estas actividades antrópicas están relacionadas con las primeras evidencias de prácticas agrícolas y ganaderas en el entorno, relacionadas con el tecnocomplejo neolítico, desde *ca.* 6500 cal BP.

Durante del Holoceno final (desde *ca.* 4500 cal BP) la composición cualitativa de los bosques de este entorno no cambia, es decir, las mismas especies que estaban presentes en el Holoceno medio lo están ahora. El pasaje sigue dominado por formaciones caducifolias, donde de nuevo avellanos y *Quercus* caducifolios son dominantes. Sin embargo, sí que se documentan cambios a nivel cuantitativo que afectan a algunas especies importantes.

El cambio paisajístico más destacado es el que se refiere a los hayedos. Si bien, como se ha

mencionado, ya estaban presentes con anterioridad, desde al menos *ca.* 8200 cal BP en Arbarrain y desde *ca.* 5600 cal BP en el caso de Mugariluze, es en el Holoceno final cuando manifiesta un claro e inequívoco desarrollo en las zonas de montaña. En Arbarrain, desde *ca.* 4200 cal BP se desarrolla una curva continua, con una clara expansión desde *ca.* 2800 cal BP, alcanzando valores máximos de 20% *ca.* 1200 cal BP. En Mugariluze la curva es continua desde el inicio de la secuencia, desde 4900 sus valores se incrementan, hasta alcanzar el 12%.

Esta dinámica se ha documentado en otras secuencias regionales, cuyo estudio de conjunto señala la presencia de *Fagus* al menos desde el Pleistoceno final, siendo en el Holoceno final cuando sus poblaciones parecen expandirse, hasta alcanzar una gran representatividad en las montañas de amplias regiones del norte peninsular (Ruiz Alonso *et al.*, 2018),

Esta expansión de los hayedos parece además estar claramente vinculada con las actividades antrópicas, ya que, en la mayoría de los registros con suficiente resolución, esta expansión es inmediatamente posterior a importantes procesos de antropización, claramente vinculados con las comunidades humanas que ocuparon y explotaron las montañas vascas. Este fenómeno se aprecia en Arbarrain, Mugariluze y en otras secuencias cercanas como Zalama (Pérez Díaz *et al.*, 2016) y Gesaleta (Ruiz Alonso *et al.*, 2018).

Estas actividades antrópicas, que se incrementan de manera importante a lo largo de los últimos dos milenios, son el principal factor en la configuración de los paisajes de montaña en la actualidad, además de ser uno de los principales riesgos de desequilibrio, debido fundamentalmente a la falta de gestión de áreas naturales y a los imparables avances del cambio climático actual.

5. CONCLUSIONES

Los estudios acerca de la composición y evolución de la cobertura vegetal a lo largo de los últimos milenios de revela como una herramienta de gran utilidad a la hora de obtener datos empíricos tremendamente útiles a la hora de plantear planes de gestión del medio natural.

En el caso del Parque Natural de Aizkorri-Aratz, al menos desde el Holoceno medio, la vegetación dominante está compuesta por formaciones boscosas de caducifolios, que perduran hasta la actualidad. La presencia de coníferas es muy reducida. Las principales modificaciones paisajísticas han sido al menos en parte influidas por las actividades antrópicas. Entre las más evidentes en el registro paleoambiental se pueden citar la reducción de los bosques en favor de espacios abiertos destinados para pastos (proceso que se inició en el Neolítico, desde al menos hace 6500 años), proceso que a su vez favoreció la práctica desaparición de especies ya de por sí delicadas en cuanto a su regeneración natural, como el tejo, y la expansión de los hayedos, que en ambientes perturbados tienen ventaja adaptativa sobre otras especies.

Agradecimientos

Reyes Luélmo Lautenschlaeger es beneficiaria de un contrato predoctoral FPU (Ministerio de Educación, Cultura y Deporte) FPU16/00676.

REFERENCIAS

- Aseginolaza, C.; Gómez, D.; Lizaur, X.; Monserrat, G.; Morante, G.; Salaverría, M.R.; Uribe Etxebarria, P.M. (1996). *Vegetación de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Vitoria-Gasteiz: Gobierno Vasco-Eusko Jaurlaritza.
- Costa Tenorio, M.; Morla Juaristi, C.; Sainz Ollero, H. (Eds.). (2005). *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Barcelona: Planeta.
- Diot, M.F. (1992). Études palynologiques des blés sauvages et domestiques issus de cultures expérimentales. En: Anderson, P.C. (Ed.). *Préhistoire de l'agriculture: nouvelles approches expérimentales et ethnographiques. Monographie du CRA*, 6. Sophia-Antipolis: Centre de Recherches Archéologiques, Éditions du C.N.R.S.: 107-111.
- Ejarque, A.; Miras, Y.; Riera, S.; Palet, J.M.; Orengo, H.A. (2010). Testing micro-regional variability in the Holocene shaping of high mountain cultural landscapes: a palaeoenvironmental case-study in the eastern Pyrenees. *J. Arch. Sci.*, 37: 1468-1479.
- Faegri, K.; Iversen, J. (1989). *Text-book of pollen analysis*. Chichester: John Wiley & Sons.
- Galop, D.; Tual, M.; Monna, F.; Dominik, J.; Beyrie, A.; Marembert, F. (2001). Cinq millénaires de métallurgie en montagne basque. Les apports d'une démarche intégrée alliant palynologie et géochimie isotopique du plomb. *Sud-Ouest Européen*, 11: 3-15.
- Grimm, E.C. (1987). Coniss: a Fortran 77 program for stratigraphically constrained cluster analysis by the method of incremental sum of squares. *Computers and Geosciences*, 13(1): 13-35.
- Grimm, E.C. (1992). *Tilia, version 2*. Springfield. IL 62703. Springfield: Illinois State Museum. Research and Collection Center.
- Grimm, E.C. (2004). *TGView*. Springfield: Illinois State Museum.
- Kohler T.; Maselli D. (2009). *Mountains and Climate Change. From Understanding to Action*. Bern: Geographica Bernensia; Swiss Agency for Development and Cooperation (SDC), and an international team of contributors.
- Kapos, V.; Rhind, J.; Edwards, M.; Ravilious, C., Price, M.F. (2000). Developing a map of the world's mountain forests. En: Price M.F. y Butt, N. (Eds.). *Forests in sustainable mountain development: A state-of-knowledge report for 2000*. Wallingford: CAB International: 4-9.
- Lillios, K.T.; Blanco, A.; Drake, B.L.; López Sáez, J.A. (2016). Mid-late Holocene climate, demography, and cultural dynamics in Iberia: A multi-proxy approach. *Quat. Sci. Rev.*, 135: 138-153.
- López Sáez, J.A.; López Merino, L. (2005). Precisiones metodológicas acerca de los indicios paleopalínológicos de agricultura en la Prehistoria de la Península Ibérica. *Portugalia*, 26: 53-64.
- López Sáez, J.A.; Pérez Díaz, S.; Alba Sánchez, F. (2011). Antropización y agricultura en el Neolítico de Andalucía occidental a partir de la palinología. *Menga*, 2: 71-83.
- López Sáez, J. A.; Sánchez Mata, D.; Alba Sánchez, F.; Abel Schaad, D.; Gavilán, R. G.; Pérez Díaz, S., (2013). Discrimination of Scots pine forests in the Iberian Central System (*Pinus sylvestris* var. *iberica*) by means of pollen analysis. Phytosociological considerations. *Lazaroa*, 34: 191-208.
- López Sáez, J.A.; Abel Schaad, D.; Pérez Díaz, S.; Blanco González, A.; Alba Sánchez, F.; Dorado, M.; Ruiz Zapata, B.; Gil García, M.J.; Gómez González, C.; Franco Múgica, F.; (2014). Vegetation history, climate and human impact in the Spanish Central System over the last 9,000 years. *Quat. Int.*, 353: 98-122.
- Mata, R.; Fernández, S. (2013). Políticas de paisaje y metodologías de análisis y valoración paisajística. En: Meer, A. de; Puente, L. de la (Eds). *El paisaje en la ordenación del territorio y el planeamiento urbanístico en Cantabria*. Santander: Fundación Botín: 23-29.
- Meaza, G. (1997). *Geografía de Euskal Herria. Suelos, Vegetación y Fauna*. Lasarte-Oria: Etor-Ostoa.
- Meybeck, M.; Green, P., Vôrôsmarty, C.J. (2001). A new typology for mountains and other relief classes: An application to global continental water resources and population distribution. *Mt. Res. Dev.*, 21(1): 34-45.

- Miras, Y.; Ejarque, A.; Orengo, H.; Riera., Palet, J.M.; Poiraud., A. (2010). Prehistoric impact on landscape and vegetation at high altitudes: an integrated palaeoecological and archaeological approach in the eastern Pyrenees (Perafita valley, Andorra). *Plant Biosyst*, 144(4): 946-961.
- Moore, P. D.; Webb, J.A.; Collinson, M.E. (1991). *Pollen Analysis*. London: Blackwell Scientific Publications.
- Pérez Díaz, S. (2012). *El paisaje vegetal durante la Prehistoria Reciente en la vertiente mediterránea de Euskal Herria*. Vitoria-Gasteiz: Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea.
- Pérez Díaz, S.; López Sáez, J. A.; Ruiz Alonso, M.; Zapata, L.; Abel Schaad, D. (2013). Holocene history of *Taxus baccata* in the Basque Mountains (Northern Iberian Peninsula). *Lazaroa*, 34: 29-41.
- Pérez Díaz, S.; López Sáez, J.A.; Pontevedra Pombal, X.; Souto Souto, M.; Galop, D. (2016). 8000 years of vegetation history in northern Iberian Peninsula inferred from the palaeoenvironmental study of the Zalama ombrotrophic bog (Basque-Cantabrian Mountains, Spain). *Boreas*, 45(4): 658-672.
- Pérez Díaz, S.; López Sáez, J.A.; Nuñez de la Fuente, S.; Ruiz Alonso, M. (2018). Early farmers, megalithic builders and the shaping of cultural landscapes during the Holocene in Northern Iberian mountains. A palaeoenvironmental perspective. *J. Archaeol. Sci. Reports.*, 18: 463-474.
- Promis A.; Cruz, G.; Huertas A.; Gajardo, R.; Tapia, P. (2015). Importancia de los ecosistemas de montaña: el paisaje montañoso del Alto Cachapoal. En: Cruz, G. (Ed). *Ciprés de la cordillera (Austrocedrus chilensis (D. Don) Pic. Serm. et Bizarri). Antecedentes ecológicos para la conservación de las comunidades en el Alto Cachapoal*. Santiago: Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza: 8-36.
- Reille, M. (1999). *Pollen et spores d'Europe et d'Afrique du Nord*. Marseille: Laboratoire de Botanique Historique et Palynologie.
- Reimer, P.J.; Bard, E.; Bayliss, A.; Beck, J.W.; Blackwell, P.G.; Bronk Ramsey, C.; Buck, C.E. ; Cheng, H.; Edwards, R.L.; Friedrich, M.; Grootes, P.M.; Guilderson, T.P.; Hafliðason, H.; Hajdas, I.; Hatté, C.; Heaton, T.J.; Hoffmann, D.L.; Hogg, A.G.; Hughen, K.A.; Kaiser, K.F.; Kromer, B.; Manning, S.W.; Niu, M.; Reimer, R.W.; Richards, D.A.; Scott, E.M.; Southon J.R.; Staff, R.A.; Turney, C.S.M.; van der Plicht, J. (2013). Intcal13 and marine13 radiocarbon age calibration curves 0-50,000 years cal BP. *Radiocarbon*, 55: 1869-1887.
- Revelles, J. (2016). Archaeology of Neolithisation. Human-environment interactions in the NE Iberian Peninsula during the Early Neolithic. *J. Archaeol. Sci.*, 15: 437-445.
- Riera, S.; López Sáez, J.A.; Argilagós, J.B. (2004). Premières traces d'Anthropisation à l'est de la Péninsule Iberique et les Îles Baléares. En: Richard, H. (Ed.). *Neolithisation precoce. Premières traces d'anthropisation du couvert vegetal a partir des donnees polliniques*. Besançon: Presses Universitaires Frenco-comtoises: 195-219.
- Rivas-Martínez, S. (1987). *Memoria del MAPA de Series de Vegetación de España, 1: 400.000*. Madrid: MAPA, ICONA.
- Ruiz Alonso, M.; Pérez Díaz, S.; López Sáez, J.A. (2018). From glacial refugia to the current landscape configuration: permanence, expansion and forest management of *Fagus sylvatica* L. in the Western Pyrenean Region (Northern Iberian Peninsula). *Veget. Hist. Archaeob.*, 28: 481-496.
- Schwendtner, O.; Cárcamo, S. (2001). Las tejedas de Quinto Real, formaciones forestales relictas. *Gorosti* 2000/2001: 25-31.
- Sierra, L. (2010) Distribución del tejo (*Taxus baccata* L.) en España. En: Sierra, L. (Ed.). *II Jornades sobre el teix a la Mediterrànea occidental*. Olot: Delegació de la Garrotxa de la Institució Catalana d'Historia Natural i Fundació d'Estudis Superiors d'Olot.
- Valladares, F.; Camarero, J.J.; Pulido, F.; Gil, E. (2004). El bosque mediterráneo, un sistema humanizado y dinámico. En: Valladares, F. (Ed.). *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Madrid: MIMAN: 13-25.

LA CUBIERTA VEGETAL Y LOS ALUDES EN LAS MONTAÑAS MEDIAS DEL MACIZO CENTRAL ASTURIANO (MONTAÑA CANTÁBRICA): LA DINÁMICA BIONIVAL

Miguel Ángel Poblete, Salvador Beato y José Luis Marino

Dpto. Geografía de la Universidad de Oviedo.

mpoblete@uniovi.es; beatosalvador@uniovi.es; jolumarino@gmail.es

RESUMEN

Se analiza la incidencia que los aludes producen sobre las formaciones vegetales de las montañas medias del Macizo Central Asturiano, en concreto sobre la cubierta forestal del piso montano. La metodología combina el trabajo de campo (consistente en la identificación de las formas de modelado de origen nivoperiglacial, la realización de herborizaciones y minutas cartográficas) con la fotointerpretación de imágenes aéreas y ortofotografías, así como la consulta de fuentes hemerográficas y finalmente la realización de entrevistas a las poblaciones locales de los concejos de Morcín, Quirós, Riosa y Aller. Como resultado cabe destacar que los aludes en las montañas medias del Macizo Asturiano son muy abundantes y de gran intensidad, siendo responsables en gran medida de la deforestación que presentan actualmente la ladera oriental del Aramo (entre 700 y 1.600 m s.n.m.) y las meridionales del Macizo de San Isidro (entre 900 y 1.600 m s.n.m.). No obstante, las vertientes tapizadas por una extensa masa forestal como sucede en el Bailaderu el Osu (San Isidro) y en las cabeceras de los ríos Morcín y Llamo (Sierra del Aramo), cubiertas por un extenso hayedo, disminuyen el desencadenamiento de aludes debido a su mayor capacidad de retención y estabilidad del manto nival, al tiempo que aminoran también la distancia de recorrido y disminuyen la velocidad y energía.

Palabras clave: cubierta vegetal, aludes, montañas medias, Macizo Central Asturiano, Montaña Cantábrica.

ABSTRACT

The incidence that snow avalanches produce on the plant formations on the medium mountains of the Asturian Central Massif is analysed, specifically on the forest cover of the montane zone. The methodology combines the field work (consisting in the identification of the landforms of nivoperiglacial origin, the realization of plants inventory and cartography) with the photointerpretation of aerial images and orthophotographs, as well as the consultation of hemerographic sources and finally the realization of interviews with the inhabitants of the councils of Morcín, Quirós, Riosa and Aller. As a result, avalanches in the middle mountains of the Asturian Massif are very abundant and of great intensity, being largely responsible for the deforestation currently present on the eastern slope of the Aramo (between 700 and 1,600 m a.s.l.) and the southern massifs of the San Isidro Massif (between 900 and 1,600 m a.s.l.). However, the slopes covered by beech forests decrease the triggering of snow avalanches due to its greater capacity for retention and stability of the snow, reducing the runout distance and decreasing speed and energy.

Keywords: vegetation cover, snow avalanches, middle mountains, Central Asturian Massif, Cantabrian Mountains.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Poblete, M.A.; Beato, S.; Marino, J.L. (2020). La cubierta vegetal y los aludes en las montañas medias del Macizo Central Asturiano (Montaña Cantábrica): la dinámica bionival. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 651-660.

1. INTRODUCCIÓN

Los aludes constituyen uno de los procesos nivoperiglaciares más activos que intervienen en la dinámica del modelado de las vertientes de montaña, especialmente, en las zonas templadas (Potter, 1969; Gardner, 1970; Luckman, 1971, 1977; Butler, 1989). En puridad, los aludes desempeñan un papel relevante tanto en los ámbitos de alta montaña, con pendientes comprendidas entre 30 y 50°, como también de media montaña, en los que la nivocidad sea significativa y capaz de movilizarse ladera abajo (Beato *et al.*, 2018, 2019a; Poblete *et al.*, 2019). Así pues, los aludes no sólo incrementan la capacidad morfogenética de los procesos de vertiente, merced a la velocidad y potencia que desplazan la nieve y los derrubios desde las franjas alpinas hasta los fondos de valle, sino que además juegan un papel decisivo en la configuración, dinámica y evolución del paisaje vegetal subalpino, máxime si tenemos en cuenta que sus impactos afectan a los pisos forestal y supraforestal (Khapayev, 1978; Pattern y Knight, 1994; Rixen *et al.*, 2007; Bebi *et al.*, 2009). A este respecto, cabe reseñar que hay una extensa literatura científica internacional que aborda los cambios que los aludes ocasionan en la estructura y composición de los ecosistemas de montaña (Johnson, 1987; Bebi *et al.*, 2009; Giacona *et al.*, 2018), en la biodiversidad (Butler, 1979; Pattern y Knight, 1994; Rixen *et al.*, 2007) y en el límite superior del bosque (Rixen *et al.*, 2007; Walsh *et al.*, 1994); así como la influencia que la vegetación ejerce en la formación y desarrollo de los aludes (Gubler y Rychetnik, 1991; Teich *et al.*, 2012; Anderson y McClung, 2012).

Sin embargo, en España las investigaciones sobre los aludes mayoritariamente se han basado en el análisis de los factores condicionantes y desencadenantes, la delimitación de las zonas de aludes y la elaboración de mapas de riesgo y susceptibilidad (Mases y Vilaplana, 1991; Furdada *et al.*, 1995; Marquín *et al.*, 2003; Chueca y Julián, 2010; Soteres *et al.*, 2016; Serrano *et al.*, 2017), dejando a un lado los efectos que los aludes producen sobre los ecosistemas de montaña y, en concreto, sobre la cubierta forestal subalpina. En efecto, si bien es cierto que en los últimos años la vegetación ha cobrado un mayor protagonismo en el estudio de los aludes, merced al desarrollo de la dendrogeomorfología, lo cual ha permitido precisar periodos de retorno y reconstruir zonas probables de caída de aludes (Molina *et al.*, 2004; Muntán *et al.*, 2009); no obstante, la vegetación sólo es empleada como testigo de la actividad nival, siendo escasos los trabajos en los que sea el eje central de la investigación y se afronten las repercusiones que los aludes producen en las formaciones vegetales de montaña. Hay excepciones como el trabajo pionero de Mases (1994) en el Pirineo Occidental Catalán, en el que señala cambios en la zonación subalpina, en concreto, la sustitución de las coníferas (*Pinus uncinata*) por especies caducifolias y arbustos, de madera más blanda y flexible. Y más recientemente el de Beato *et al.* (2017), en el que analizan la incidencia de los aludes en la vegetación de la vertiente oriental de la Sierra del Aramo.

En la Montaña Cantábrica, donde se circunscribe este trabajo, en los últimos años se han llevado a cabo numerosos estudios sobre el desencadenamiento y el riesgo de aludes, en los que la vegetación es analizada pero sólo como uno más de los factores condicionantes, junto con la pendiente, la orientación, la altitud y el manto nival (Santos *et al.*, 2010; Vada *et al.*, 2012; Serrano *et al.*, 2016; García-Hernández *et al.*, 2017; Beato *et al.*, 2018, 2019a; Poblete *et al.*, 2019). Así pues, el objetivo principal de esta investigación es conocer, dada la falta de estudios sobre el alcance de los aludes sobre la cubierta vegetal, cómo el comportamiento y la dinámica de los aludes inciden e interfieren en la distribución y evolución de las formaciones vegetales del piso montano. El interés de esta investigación se acrecienta aún más si cabe al centrarse en ámbitos de media montaña, en los que se suponía que la afectación de los aludes era mínima y,

por tanto, apenas hay estudios sobre tales procesos, razón que explica por qué la mayoría se circunscriben a las zonas de alta montaña.

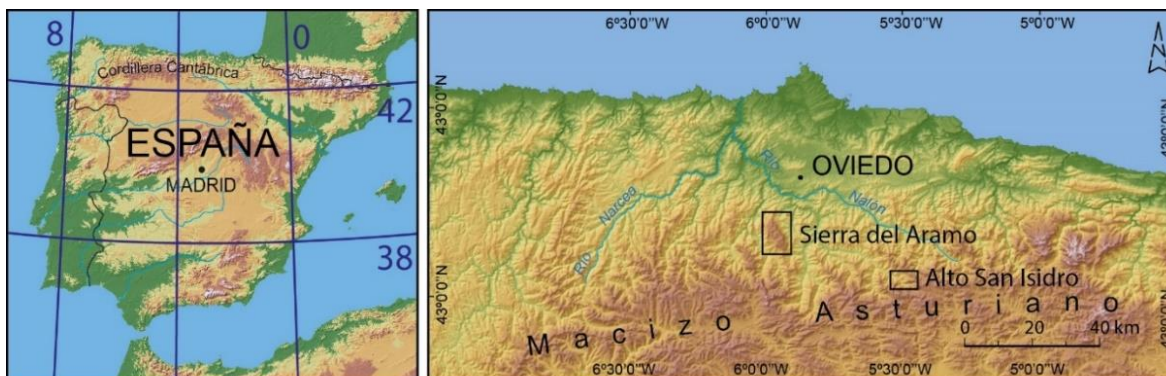
2. ÁREA DE ESTUDIO

La zona de estudio seleccionada comprende las montañas medias del macizo de San Isidro y la Sierra del Aramo situadas en el Macizo Central Asturiano (Mapa 1). En concreto, en San Isidro se analiza la cabecera del río homónimo situado entre 750 m de altitud en la localidad de Cuevas y los 2.100 m del Pico Torres y las alineaciones montañosas formadas, al Norte, por Peñas del Hombre (1.191m), Peñas Agúa (1.633 m) y Pico Negro (1.849 m) y, al Sur, por Peña Cotelbu (1.589 m), Peña Lagarelo (1.649 m), Pico Valverde (1.967 m) y Pico Torres (2.100 m). Ambos cordales se corresponden desde el punto de vista morfoestructural con las escamas cabalgantes de Laviana y Rioseco respectivamente, cuyas cuarcitas ordovícicas se superponen sobre los materiales más deleznable integrados por intercalaciones de pizarras, calizas y areniscas carboníferas. Las condiciones climáticas de esta área de media montaña atlántica se caracterizan por precipitaciones por encima de 1.500 mm de media anual y temperaturas frías, con un promedio anual inferior a 6°C, a partir de 1.500 m de altitud (Muñoz, 1982). Además, la entrada de borrascas de aire húmedo y frío de origen polar son frecuentes en invierno y primavera, originándose mantos nivales superiores a 1 m a partir de 980 m de altitud en la Central de Rioseco (Poblete *et al.*, 2016). El paisaje vegetal presenta el típico mosaico atlántico, resultante de la acción conjunta de los condicionantes naturales y de la secular actividad agrosilvopastoril, formado por prados en los fondos de valle, así como por bosques de hayas, matorrales y pastizales en las laderas y cumbres.

Por otro lado, la Sierra del Aramo es un excelente ejemplo de montaña calcárea situada a apenas 20 km al suroeste de Oviedo, que se extiende a lo largo de 15 km en dirección meridiana separando las cuencas de los ríos Trubia y Caudal. Los rasgos climáticos de montaña atlántica son muy similares a los anteriormente mencionados para San Isidro, caracterizándose la vegetación por su carácter de bisagra entre los sectores Ovetense y Somedano y por la persistencia de la impronta de un secular e intenso aprovechamiento tradicional.

Mapa 1. Localización de las áreas de estudio

Fuente: elaboración propia a partir de la información cartográfica digital proporcionada por el Instituto Geográfico Nacional.



3. METODOLOGÍA

La metodología empleada ha combinado el trabajo de campo, la fotointerpretación de imágenes aéreas, entrevistas a la población local y la consulta de mapas temáticos. En concreto, en las campañas de campo emprendidas se realizaron diversos transectos por las vertientes, identificando las formas de origen nivoperiglacial, en especial, los nichos de nivación y las canales de aludes, así como las áreas afectadas por la caída de los aludes y los daños causados en la cubierta vegetal. También se procedió a la realización de herborizaciones (Arozena y Molina, 2000) y la localización con GPS de los pies arbóreos afectados por los aludes, además de encuestas a paisanos de los concejos de Morcín, Quirós, Riosa y Aller. Con posterioridad, se llevó a cabo la consulta de la cartografía temática, en concreto, del Mapa de vegetación a escala 1:25.000 del Principado de Asturias (INDUROT, 1994) y el Mapa forestal de España 1:25.000 (MAPAMA, 2018) y la fotointerpretación de las imágenes aéreas del Vuelo General de España de 1980-1986 a escala 1:30.000 y de las ortofotos del PNOA de 2015, con la finalidad de precisar la representación cartográfica de las envolventes de los aludes y la distribución de las formaciones vegetales afectadas. Por último, toda la información generada fue georreferenciada y tratada a través de un Sistema de Información Geográfica (software ArcGIS de ESRI), lo que permitió calcular superficies y analizar alguno de los parámetros que condicionan la movilidad del manto nival, tales como pendientes, orientación, altitudes, etc.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En San Isidro, los aludes son muy numerosos y frecuentes debido a que las precipitaciones en forma de nieve son abundantes en invierno y primavera, merced al paso de borrascas polares con masas de aire húmedas y frías procedentes del N. En concreto, las nevadas pueden superar los 100 l/m² en apenas 72 h (estación meteorológica de Aller-Felechosa, 750 m de altitud) y los aludes se desencadenan en todas las vertientes situadas por encima de los 1.000 m de altitud y con pendientes comprendidas entre 30 y 50°, orientadas tanto al norte como al sur y oeste. No obstante, el tamaño y la peligrosidad de los aludes, esto es, la capacidad destructiva varía notablemente según el grado de desarrollo del tapiz vegetal que coloniza las vertientes. En efecto, en la ladera de umbría de la alineación montañosa formada por los picos Peña Cotelbu (1.589 m), Bailaderu el Osu (1.568 m) y Peña Lagarellu (1.649 m) colonizada por un extenso y denso hayedo perteneciente al Monte de Utilidad Pública nº 184, no sólo el número de canales es menor, sino que las envolventes son más estrechas, lo que unido al menor desencadenamiento de aludes determina que apenas se produzcan daños significativos en el bosque (Fotografía 1). Tan sólo en la terminación de los canales, en contacto con el fondo de valle, al abrirse los aludes en forma de abanico arrancan de cuajo en ocasiones algunos pies de hayas.

En cualquier caso, el daño o impacto sobre el conjunto de la franja forestal es poco significativo debido a que apenas se producen aludes de nieve en polvo, tratándose fundamentalmente de aludes de nieve húmeda que transitan lentamente encauzados por el fondo de las canales, desprovistas de individuos de talla arbórea. Por el contrario, en las laderas meridional y occidental, cubiertas por matorrales de brezales-retamales y pequeños rodales de hayas maduras, hay un mayor número de canales y zonas de aludes y además éstos se producen con mucha asiduidad. Aunque se trata también de aludes de nieve húmeda, no obstante, son de mayores dimensiones y tienen gran capacidad evacuadora. La razón estriba en que la zona de salida, esto es, donde se desencadenan los aludes se sitúa por encima del límite superior de las formaciones vegetales, en concreto, en nichos de nivación donde aflora el sustrato rocoso desnudo muy deslizante, al tratarse de cuarcitas de la formación Barrios, y se acumulan mantos

nivales de grandes proporciones. De tal manera, que los aludes que se originan son muy voluminosos y además cuentan con la densidad y fuerza necesaria para producir un alto impacto sobre las formaciones vegetales que atraviesan, especialmente sobre las de porte arbóreo pues éstas, a diferencia de las retamas y los brezales, carecen de la suficiente flexibilidad. Además, estas pequeñas masas de hayedo clareado se sitúan precisamente en la zona de tránsito de los aludes, cuando éstos alcanzan su mayor magnitud y fuerza, por lo que las repercusiones son más importantes. Esto sucede de manera muy exacerbada en dos sectores en el Alto San Isidro: el arroyo de los Fueyos, concretamente, en Puente Cimero (Fotografía 2) y la canal de Valverde. En dichas zonas, los aludes alcanzan su máximo volumen y espesor, por lo que abaten con gran virulencia buen número de pies de hayas mayoritariamente jóvenes, contribuyendo a ralentizar de este modo la reforestación natural de las masas boscosas del piso montano.

Fotografía 1. Canales de aludes modeladas en el bosque de hayas de la ladera de umbría

Fuente: fotografía de los autores.



Fotografía 2. El efecto destructivo de los aludes de nieve húmeda sobre el bosque de hayas en los Fueyos

Fuente: fotografía de los autores.



En la Sierra del Aramo, los aludes acaecen fundamentalmente en la ladera oriental conocida como Cuesta de Riosa, como así lo atestiguan las numerosas canales modeladas de extremo a extremo. De todas ellas, El Reguerón, El Espinial y el Arguixu La Yampa son, sin duda, las más activas y de mayor longitud, en torno a 1 km, las cuales descienden hasta media ladera a 700 m de altitud. La formación de los aludes se ve favorecida, por un lado, por la elevada niviosidad merced a la llegada por el NO, durante el invierno y la primavera, de borrascas polares con masas de aire húmedas y frías que generan abundantes precipitaciones en forma de nieve e importantes acumulaciones; y de otro, por las pendientes propicias, comprendidas entre 30 y 50°, que engloban a más de la mitad de la ladera. En cuanto a los tipos de aludes, los más abundantes y recurrentes en la actualidad son los de nieve húmeda que debido a su mayor densidad bajan por el fondo de las canales, arrancado de raíz árboles y arbustos de hayas, abedules, sauces y avellanos. Aunque en menor medida, también se producen aludes en forma de coladas de nieve seca o en polvo que, debido a su menor densidad y compactación, se precipitan a mayor velocidad por toda la ladera, sin adaptarse a la topografía, siendo responsables de una intensa labor de mutilación de la cubierta vegetal, consistente en cortar ramas y decapitar las copas de los árboles. Como resultado de los efectos de los aludes, la parte central de la ladera, en torno a Llana Cimera, presenta una zonación atípica, puesto que está desprovista de la masa forestal atlántica propia del piso montano. En su lugar, la cubierta forestal que potencialmente debería estar formada por hayedos y bosques mixtos ha sido sustituida por un extenso pastizal, que se extiende sin solución de continuidad desde los 700 hasta los 1.600 m de altitud (Fotografía 3).

Fotografía 3. Tramo de ladera oriental de la Sierra del Aramo desarbolada por la alta incidencia de los aludes

Fuente: fotografía de los autores.

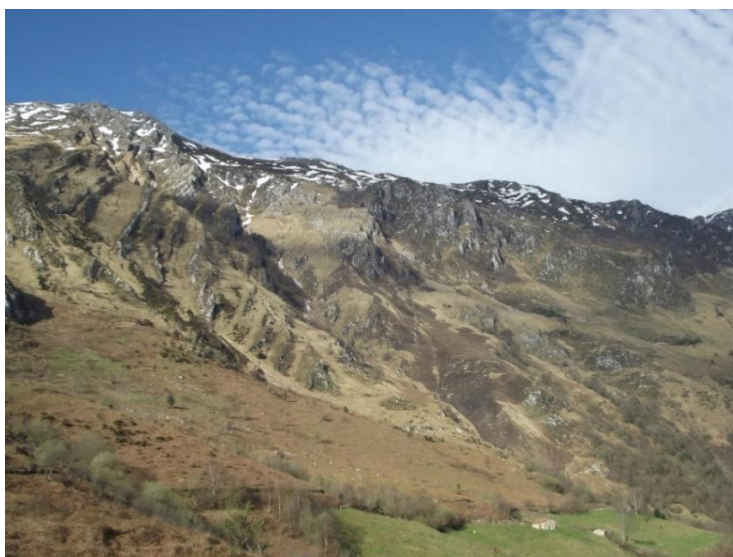


Imagen tomada desde Llana Cimera.

Así pues, los aludes son los responsables directos de la deforestación de la franja montana de la ladera oriental del Aramo, habida cuenta que carece de matorral de sustitución y sólo se conservan algunos pies de talla arbórea y arborescente dispuestos de forma dispersa por toda la

ladera y agrupados en los bordes de las canales, donde sobreviven a duras penas. Se trata, en general, de pies de hayas (*Fagus sylvatica* L.), majuelos (*Crataegus monogyna* Jack.), abedules (*Betula celtibérica* Rothm. y Vasc.) y sauces (*Salix caprea* L.) tanto jóvenes como maduros, en los cuales es frecuente hallar marcas del paso y del poder destructivo de los aludes de nieve en polvo, plasmadas en troncos dañados o tronchados, ramas cortadas y copas mutiladas. Por el contrario, en los extremos de la vertiente, donde las canales son menos profundas y la caída de aludes es menos frecuente e intensa, abundan rodales de hayedos y bosques mixtos con estrechos corredores lineales paralelos modelados por la dinámica de los aludes, en los cuales prosperan formaciones de brezal-tojal y pastizales.

Por último, debemos señalar que los sectores menos afectados por la caída de aludes, como corresponde a los vanos entre las canales, se están colonizando por helechales y pies sueltos de arbustos de acebos, avellanos y abedules que progresan, merced a su papel de pioneros, por la parte inferior de la ladera menos expuesta. Así pues, es evidente que la intensidad y alta recurrencia de los aludes es un factor esencial que frena la regeneración forestal espontánea, no obstante, no se ha apreciado ningún cambio en la composición florística en la franja montana.

Es un lugar común considerar la actividad de los aludes como un proceso nivoperiglacial relegado al ámbito exclusivo de la alta montaña, lo que explica que no se hayan estudiado en las zonas de media montaña y menos aún se hayan analizado, al menos en España, los efectos perturbadores que producen en la cubierta forestal del piso montano. Sin embargo, como han mostrado Beato *et al.*, 2017 y 2019a los aludes se desencadenan en las montañas de media altitud, esto es, comprendidas entre 1.000 y 1.700 m, en la Montaña Cantábrica, y además con bastante frecuencia; siendo un proceso muy relevante dentro de la dinámica de las vertientes (Beato *et al.*, 2019b). En concreto, Beato *et al.*, 2019a señalan que en la Montaña Cantábrica los aludes se producen en, al menos, 19 alineaciones de altitud media y precisan que en el Macizo Asturiano pueden afectar potencialmente a una superficie de 137,1 km², lo cual supone el 9,6% de las montañas medias. En cuanto a la evolución de la cubierta forestal en el Macizo Asturiano, si bien es cierto que, como consecuencia del abandono del sistema de explotación tradicional agrosilvopastoril, se ha producido un crecimiento significativo estimado, entre 1966 y 2014, en 78.525,55 ha (Beato *et al.*, 2019a), no obstante, la reforestación no se ha producido al mismo ritmo en todas las vertientes de las montañas. En concreto, en la Sierra del Aramo donde la cubierta forestal ha crecido en el mismo periodo de tiempo 2.597,13 ha, sin embargo, la ladera oriental presenta un sector completamente desarbolado de 374 ha de extensión, ocupado por un extenso pastizal, debido a la actuación de los aludes. Y lo mismo sucede en otras montañas medias, las cuales están surcadas por canales de aludes muy activos, en especial, en las vertientes de orientación meridional. Por ejemplo, en el sector occidental del Macizo Asturiano, en concreto, en el macizo de El Miro de Tejedo, la ladera septentrional está tapizada por bosques, mientras que la suroriental se halla completamente descarnada debido a la acción de las avalanchas de nieve (Santos *et al.*, 2010). El mismo fenómeno de deforestación causado por el impacto de los aludes acontece en otros sectores pertenecientes al Macizo Central Asturiano como la ladera sureste del Prau del Albo (Castañón, 1984) y la ladera meridional de la Sierra de Corteguero. Finalmente, debemos resaltar la deforestación de las laderas meridionales de las sierras de Portudera y Cocón, que configuran la antesala de los Picos de Europa, debido también a la concurrencia de los aludes.

5. CONCLUSIONES

Los aludes son frecuentes y de gran magnitud en las montañas medias del Macizo Asturiano, sobremanera los de nieve húmeda, y sus efectos sobre las formaciones vegetales se aprecian, en especial, en la densidad y distribución de las cubiertas forestales del piso montano, las cuales se hallan más aclaradas debido a la apertura de corredores lineales y disponen de amplias zonas desarboladas convertidas en pastizales o colonizadas por matorrales de porte bajo. Así pues, la incidencia de los aludes sobre las formaciones vegetales contribuye, sin duda, al descarnado del tapiz vegetal de las laderas y, en definitiva, a la ralentización de la regeneración espontánea que, como resultado del abandono de la actividad agrosilvopastoril, se lleva a cabo desde la segunda mitad del siglo XX. El alcance de la ralentización de la reforestación de las masas forestales montanas es muy evidente en las vertientes meridionales y surorientales de las montañas medias, en las que hay modeladas un mayor número de canales de aludes y donde en la actualidad el desencadenamiento de aludes de tipo húmedo es predominante y muy recurrente. No obstante, no se han apreciado cambios en la composición florística de las vertientes en las montañas analizadas.

REFERENCIAS

- Anderson, G.; McClung, D. (2012). Snow avalanche penetration into mature forest timber-harvested terrain. *Canadian Geotechnical Journal*, 49(4): 477-484. [doi:10.1139/t2012-018](https://doi.org/10.1139/t2012-018)
- Arozena, M.E.; Molina, P. (2000). Estructura de la vegetación. En: Meaza, G. (Ed.). *Metodología y práctica de la Biogeografía*. Barcelona: Serbal, Colección La Estrella Polar, 22: 77-147.
- Beato, S.; Poblete, M.A.; Marino, J.L. (2017). El efecto de los aludes de nieve en las formaciones vegetales de la vertiente oriental de la Sierra del Aramo (Macizo Central Asturiano). *XXV Congreso de la Asociación de Geógrafos Españoles. Comunicaciones*. Madrid: Universidad Autónoma de Madrid, 70-79. <http://digibuo.uniovi.es/dspace/handle/10651/44606>
- Beato, S.; Poblete, M.A.; Marino, J.L. (2018). Snow avalanche susceptibility in the eastern hillside of the Aramo Range (Asturian Central Massif, Cantabrian Mountains, NW Spain). *Journal of Maps*, 14(2): 373-381. [doi:10.1080/17445647.2018.1480974](https://doi.org/10.1080/17445647.2018.1480974)
- Beato, S.; Poblete, M.A.; Marino, J.L. (2019a). Snow avalanches, land use changes, and atmospheric warming in landscape dynamics of the Atlantic mid-mountains (Cantabrian Range, NW Spain). *Applied Geography*, 107: 38-50. [doi:10.1016/j.apgeog.2019.04.007](https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2019.04.007)
- Beato, S.; Poblete, M.A.; Marino, J.L. (2019b). Formas periglaciares y nivoperiglaciares en la Sierra del Aramo (Macizo Central Asturiano). *Ería. Revista Cuatrimestral de Geografía*, 2019-1. Año XXXIX: 5-23.
- Bebi, P.; Kulakowski, D.; Rixen, C. (2009). Snow avalanche disturbances in forest ecosystems-State of research and implications for management. *Forest Ecology and Management*, 257(9): 1883-1892. [doi:10.1016/j.foreco.2009.01.050](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.050)
- Butler, D.R. (1979). Snow avalanche path terrain and vegetation, Glacier National Park, Montana. *Artic and Alpine Research*, 11(1): 17-32. <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00040851.1979.12004114>
- Butler, D. R. (1989). Subalpine snow avalanche slopes. *The Canadian Geographer*, 33: 269-273. [doi:10.1111/j.1541-0064.1989.tb00911.x](https://doi.org/10.1111/j.1541-0064.1989.tb00911.x)
- Castañón, J.C. (1984). Sobre el modelado originado por los aludes de nieve en el Prau del Albo (Alto Huerna, Asturias). *Ería. Revista de Geografía*, 6: 106-112.
- Chueca, J.; Julián, A. (2010). Cartografía de zonas probables de salida de aludes en el Alto Gállego (Pirineo Central Aragonés) mediante el empleo de Sistemas de Información Geográfica. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 36(1): 27-41.
- Furdada, G.; Martí, G.; Oller, P.; García, C.; Mases, M.; Vilaplana, J.M. (1995). Avalanche mapping and related GIS applications in the Catalan Pyrennes. *Survey in Geophysics*, 16(5-6): 681-693.

- García-Hernández, C.; Ruiz-Fernández, J.; Sánchez-Posada, C.; Pereira, S.; Oliva, M.; Vieira, G. (2017). Reforestation and land use change as drivers for a decrease of avalanche damage in mid-latitude mountains (NW Spain). *Global and Planetary Change*, 153: 35-50. [doi:10.1016/j.gloplacha.2017.05.001](https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2017.05.001)
- Gardner, J. (1970). Geomorphic significance of avalanche in the Lake Louise Area, Alberta, Canada. *Arctic and Alpine Research*, 2(2): 135-144. [doi:10.1080/00040851.1970.12003569](https://doi.org/10.1080/00040851.1970.12003569)
- Giacona, F.; Eckert, N.; Mainieri, R.; Martin, B.; Corona, Ch.; Lopez-Sáez, J.; Monnet J-M.; Naaïm, M.; Stoffel, M. (2018). Avalanche activity and socio-environmental changes leave strong footprints in forested landscapes: a case study in the Vosges medium-high mountain range. *Annals of Glaciology*, 59(77). [doi:10.1017/aog.2018.26](https://doi.org/10.1017/aog.2018.26)
- Gubler, H.; Rychetnik, J. (1991). Effects of forest near the timberline on avalanche formation. *International Association of Hydrological Sciences Publication*, 205: 19-38.
- INDUROT (1994). *Cartografía temática ambiental. Mapa de vegetación. Escala 1:25.000*. Oviedo: Consejería de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio e Infraestructuras del Gobierno del Principado de Asturias.
- Johnson, E.A. (1987). The relative importance of snow avalanche disturbance and thinning on canopy plant populations. *Ecology*, 68: 43-53. [doi:10.2307/1938803](https://doi.org/10.2307/1938803)
- Khapajev, S.A. (1978). Dynamics of avalanche natural complexes: an example from the high-mountain Teberda State Reserve, Caucasus Mountains, USSR. *Arctic and Alpine Research*, 10: 335-344. <https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/00040851.1978.12003971>
- Luckman, B.H. (1971). The role of snow avalanches in the evolution of alpine talus slopes. *Institute British Geographers Special Publication*, 3: 93-110.
- Luckman, B.H. (1977). The geomorphic activity of snow avalanches. *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography*, 59A: 31-48.
- MAPAMA (Dirección General de Desarrollo Rural) (2018). *Mapa Forestal de España de máxima actualidad 1:25.000 (MFE25)*. Madrid: Ministerio para la Transición Ecológica. <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx>
- Marquínez, J.; Menéndez, R.; Lastra, J.; Fernández, E.; Jiménez-Alfaro, B.; Wozniak, E.; Fernández, S.; García, J.; García, P.; Álvarez, M.A.; Lobo, T.; Adrados, L. (2003). *Riesgos Naturales en Asturias*. Oviedo: Principado de Asturias-INDUROT-KRK Ediciones.
- Mases, M. (1994). Estudi geomorfològic de la dinàmica nival i del risc d'allaus a la vall Farrera (Pallars Sobirà). *Butlletí de la Institució Catalana d'Historia Natural*, 62: 117-136.
- Mases, M.; Vilaplana, J.M. (1991). Zona de aludes en la Vallferrera: clasificación y riesgo geomorfológico. *Pirineos*, 138: 39-52. [doi:10.3989/pirineos.1991.v138.188](https://doi.org/10.3989/pirineos.1991.v138.188)
- Molina, R.; Muntán, E.; Andreu, L.; Furdada, G.; Oller, P.; Gutiérrez, E.; Martínez, P.; Vilaplana, J.M. (2004). Using vegetation to characterize the avalanche of Canal del Roc Roig, Vall de Núria, eastern Pyrenees, Spain. *Annals of Glaciology*, 38: 159-165.
- Muntán, E.; García, C.; Oller, P.; Martí, G.; García, A.; Gutiérrez, E. (2009). Reconstructing snow avalanches in the Southeastern Pyrenees. *Natural Hazards Earth System Sciences*, 9: 1599-1612. [doi:10.5194/nhess-9-1599-2009](https://doi.org/10.5194/nhess-9-1599-2009)
- Muñoz, J. (1982). *Geografía de Asturias. Tomo I. Geografía Física. El relieve, el clima y las aguas*. Oviedo: Ayalga Ediciones.
- Pattern, R.S.; Knight, D.H. (1994). Snow avalanches and vegetation pattern in Cascade Canyon, Grand Teton National Park, Wyoming, USA. *Arctic and Alpine Research*, 26(1): 35-41. <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00040851.1994.12003036>
- Poblete, M.A.; Beato, S.; Marino, J.L. (2016). Los aludes de nieve en el Alto Aller: su incidencia en la carretera AS-253 del Puerto de San Isidro (Macizo Central Asturiano). En: Durán, J.J.; Montes, M.; Robador, A.; Salazar, A. (Eds.). *Comprendiendo el relieve: del pasado al futuro*. Madrid: Instituto Geológico y Minero: 751-758.
- Poblete, M.A.; Beato, S.; Marino, J.L. (2019). El riesgo de aludes en el Alto San Isidro (Macizo Central Asturiano): la vulnerabilidad de la carretera AS-253. *Cuaternario y Geomorfología*, 33(3-4): 79-104. [doi:10.17735/cyg.v33i3-4.72057](https://doi.org/10.17735/cyg.v33i3-4.72057)



- Potter, N. (1969). Tree-ring dating of snow avalanche tracks and the geomorphic activity of avalanches, northern Absaroka Mountains, Wyoming. *Geological Society of America Special Papers*, 123: 141-166.
- Rixen, C.; Haag, S.; Kulakowski, D.; Bebi, P. (2007). Natural avalanche disturbance shapes plant diversity and species composition in subalpine forest belt. *Journal of Vegetation Science*, 18: 735-742. doi:10.1111/j.1654-1103.2007.tb02588.x
- Santos, J.; Redondo, J.M.; Gómez, A.; González, R.B. (2010). Los aludes de nieve en el Alto Sil (Oeste de la Cordillera Cantábrica, España). *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 36(1): 7-26. doi:10.18172/cig.1224
- Serrano, E.; Gómez, M.; Pisabarro, A. (2016). Nieve y riesgo de aludes en la Montaña Cantábrica: el alud de Cardaño de Arriba, Alto Carrión (Palencia). *Polígonos*, 28: 239-264. <http://revistas.unileon.es/index.php/poligonos/article/view/4295>
- Serrano, E.; Gómez, M.; Pisabarro, A. (2017). Los aludes y su peligrosidad en Alto Campoo (Montaña Cantábrica): el mapa de riesgo de aludes. *Neus i allaus*, 9: 4-11.
- Soteres, R.L.; Pedraza, J.; Carrasco, R.M. (2016). Cartografía de susceptibilidad y estimación del máximo alcance de aludes en el Circo de Gredos (Sistema Central Ibérico). *Polígonos. Revista de Geografía*, 28: 265-285.
- Teich, M.; Bartelt, P.; Gret-Regamey, A.; Bebi, P. (2012). Snow avalanches in forested terrain: influence of forest parameters, topography, and avalanche characteristics on runout distance. *Artic, Antartic, and Alpine Research*, 44(4): 509-519.
- Vada, J.A.; Frochoso, M.; Vilaplana, J.M. (2012). Evaluación y cartografía del riesgo de aludes en el camino PR-PNPE 21 de acceso a la Vega de Urriellu, Picos de Europa (Noroeste de España). *Cuaternario y Geomorfología*, 26(1-2): 29-47. <https://recyt.fecyt.es/index.php/CUGEO/article/view/18523>
- Walsh, S.J.; Butler, D.R.; Allen, T.R.; Malanson, G.P. (1994). Influence of snow patterns and snow avalanches on the alpine treeline ecotone. *Journal of Vegetation Science*, 5: 657-672.

LOS CAMBIOS EN EL PAISAJE DEL VALLE DE SOBA (CANTABRIA): DEL APROVECHAMIENTO TRADICIONAL DEL MONTE A LA CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA

Cristina Regil Trueba

*Dpto. Geografía, Urbanismo y Ordenación del Territorio. Universidad de Cantabria.
cristina.regil@alumnos.unican.es*

RESUMEN

La vegetación sufre transformaciones y constituye un indicativo de los procesos, tanto naturales como antrópicos, que se producen de forma continua en los espacios forestales. En este trabajo encuadrado en un valle de la montaña cantábrica oriental, el valle de Soba (Cantabria), se van a poner de relieve los cambios que se producen en las cubiertas forestales, teniendo en cuenta los aprovechamientos que se llevan a cabo y poder determinar sus alcances y efectos sobre los paisajes. Estos cambios de la vegetación se van a abordar a través un estudio evolutivo basado en una metodología de trabajo que combina fuentes documentales, bibliográficas, cartográficas y SIG. Esta combinación de información y métodos permite conseguir un estudio completo, con el que se comprueban los cambios de la vegetación a lo largo de los siglos, partiendo de la situación que dibujan las fuentes documentales existentes a mediados del siglo XVIII hasta llegar a la actualidad. El resultado es un cambio en el paisaje, por un aumento progresivo del arbolado a expensas de las superficies de matorral.

Palabras clave: cubiertas, dinámicas, aprovechamientos, bosques, SIG.

ABSTRACT

Vegetation changes and land cover transformations are indicative of the natural and human process that happen in forest areas. This research is set in Soba's valley (Cantabria) in the eastern mountain of Cantabria, and it is about the changes that take place in forest spaces, land covers and land uses, and all their effects in the landscape. All these changes will be studied using a methodology that combines historical documentation, specialized bibliography, cartography sources, and also Geographical Information Systems (GIS). This combination of information and methods allow us to obtain a complete vegetation and land cover analysis from 18th century to nowadays. Regarding the research's result, it shows a change in the landscape: the woodland in Soba's valley has increased its surface while the scrub has reduced its area.

Keywords: land covers, dynamics, land uses, forests, GIS.

1. INTRODUCCIÓN

Las áreas de montaña del norte de España, y en especial sus espacios forestales, han experimentado unas dinámicas de cambio muy activas, debido a que estos espacios y sus recursos han sido objeto de aprovechamiento desde antiguo. Se trata de unas intervenciones que a lo largo del tiempo y en función de la intensidad de los procesos, han llegado a alterar la composición de los montes y por consiguiente a modificar sus paisajes (Ezquerro *et al.*, 2004).

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Regil Trueba, C. (2020). Los cambios en el paisaje del Valle de Soba (Cantabria): del aprovechamiento tradicional del monte a la conservación de la naturaleza. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 661-669.

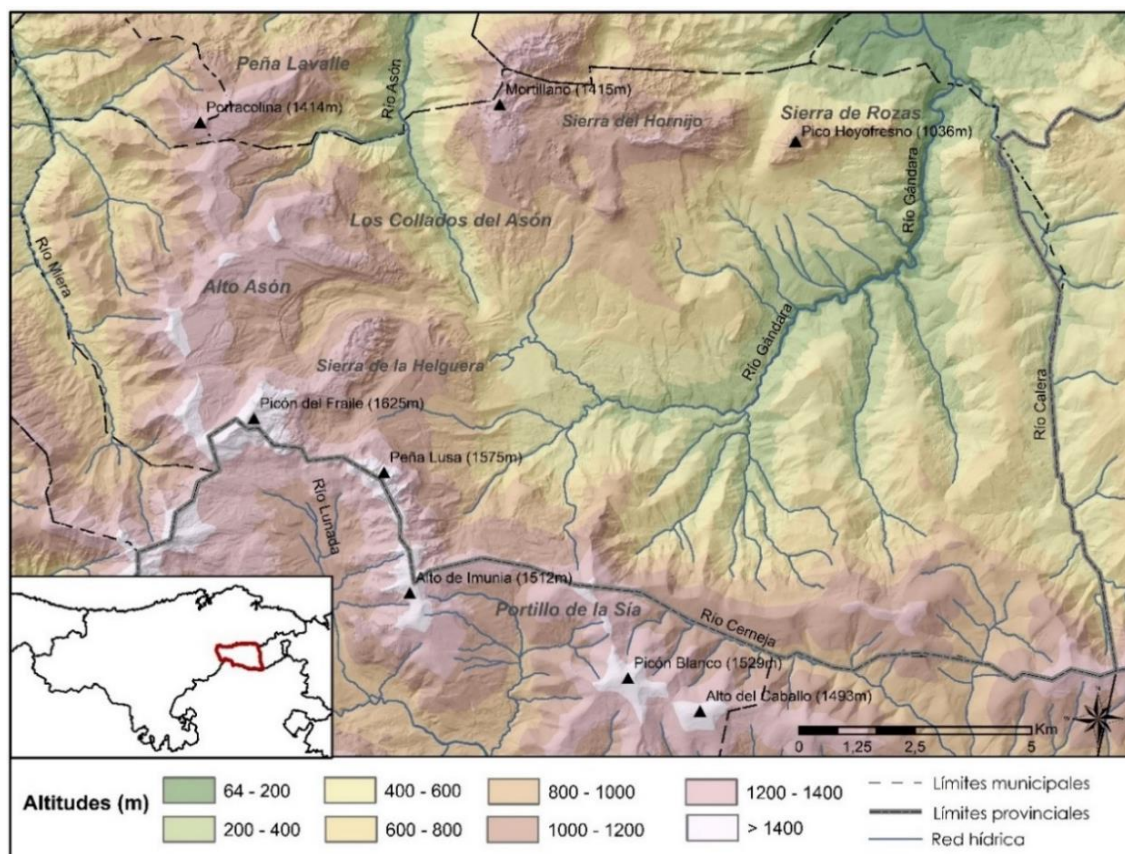
Los aprovechamientos tradicionales de maderas y leñas estuvieron destinados a la construcción, a alimentar los hornos de las ferrerías para la producción de hierro o incluso a la producción de carbón vegetal. La apertura de espacios para el pasto del ganado y el aprovechamiento de los prados también tuvieron un efecto notable sobre los montes y su vegetación. Pero en el caso de Cantabria, y especialmente en el valle de Soba, las actividades que tuvieron mayor repercusión sobre el arbolado fueron las extracciones de madera destinadas a los Astilleros de Guarnizo y a las Reales Fábricas de Artillería de Liérganes y La Cavada que esquilmaron grandes superficies arboladas entre los siglos XV y XVIII (Alcalá-Zamora, 1974; Aedo *et al.*, 1990). A pesar del auge de las fábricas, la ganadería fue siempre la principal actividad económica de la montaña oriental, y dio lugar a la consolidación de un modelo de aprovechamiento específico que fue el “modelo pasiego” (Terán, 1947; Ortega, 1975). Desde hace décadas el estudio de las áreas de montaña y sus aprovechamientos ha permitido establecer una tendencia general de transformación de estos espacios a nivel nacional. Se ha planteado que los cambios en las actividades y el progresivo abandono de las áreas de montaña ha ocasionado un proceso de recolonización vegetal que da lugar a una recuperación progresiva del arbolado por sucesión natural de la vegetación (Lasanta y Vicente-Serrano, 2007; Arnáez *et al.*, 2008; González-Pellejero *et al.*, 2014; Sevilla y Rodríguez, 2015). Este proceso genera una reducción de las superficies de matorral y herbáceas en los montes españoles en beneficio del arbolado. La reducción progresiva del arbolado comienza a plantearse como un problema al que se debe buscar una solución y surge un interés por encontrar una línea de actuación para tratar de frenar el ataque a los bosques, buscando la preservación y conservación de estos espacios. Estas ideas iniciales estaban lejos del concepto actual de “patrimonio natural” pero supusieron los primeros intentos de actuación en esta línea (Bauer, 1980). Desde mediados del siglo XIX, cuando se publica la primera ley de montes en España, se trata de preservar algunos de estos espacios mediante la figura que, años después, derivará en los “Montes de Utilidad Pública”. Aunque no será hasta finales del siglo XX y principios del XXI cuando la protección y conservación de los espacios forestales y los medios naturales pase a ocupar un lugar privilegiado, gracias al desarrollo de una legislación centrada en la protección de la naturaleza y regulación de los usos y aprovechamientos de los espacios naturales. Así se produce la consolidación de la Red de Parques Nacionales, la creación de la Red Natura 2000 y leyes a diferentes escalas de la administración para proteger, conservar y poner en valor los espacios naturales y la vegetación.

2. ÁREA DE ESTUDIO

El valle de Soba (Mapa 1) se extiende por una superficie de 214 km², constituyendo el tercer municipio más extenso de Cantabria. Se trata de un área de montaña que se encuentra inserta dentro del sector oriental de la Cordillera Cantábrica, en contacto directo con la divisoria de aguas y con la presencia de unos relieves que han dificultado desde antiguo las comunicaciones y al mismo tiempo han favorecido un cierto grado de aislamiento. El municipio de Soba destaca por la singularidad de sus paisajes, los relieves y las formas de ocupación del territorio, así como por la presencia de espacios naturales protegidos como el Parque Natural Collados del Asón y la ZEC Montaña Oriental. Aun así, y a pesar de estos rasgos de gran valor, se trata de un espacio que no ha sido objeto de atención preferente y ha quedado fuera de la mayor parte de iniciativas, planes y proyectos (Delgado *et al.*, 2010). Sus espacios forestales han sido muy intervenidos en el pasado, principalmente para el aprovechamiento maderero, y actualmente el valle destaca por la pervivencia de actividades tradicionales, con especial importancia de la ganadería como actividad económica fundamental de la población.

Mapa 1. Localización del valle de Soba

Fuente: elaboración propia a partir de MDT05-LIDAR y MTN25.



La presencia de roquedo calizo ha permitido el desarrollo de unos importantes relieves kársticos, que constituyen una de las señas de identidad de este espacio y uno de sus principales valores de protección. Destacan principalmente los afloramientos de bancos calizos en el sector del Alto Asón, que se encuentran insertos dentro del Parque Natural y la ZEC. La roca caliza fue intensamente erosionada por efecto del hielo durante las últimas glaciaciones dando lugar a la formación de circos y valles glaciares o morrenas. Por otra parte, la acción del agua ha dado lugar a formas de exokarst como dolinas, poljés, lapiares, surgencias, así como un importante endokarst, que constituye uno de los emblemas de este sector de la montaña cantábrica y destino mundial para la práctica de la espeleología, pudiéndose destacar el Sistema Cueto-Coventosa o el Sistema del Mortillano. Como relieves emblemáticos del Parque se pueden señalar la surgencia del Asón con su famosa cascada, que constituye el nacimiento de este río; los circos glaciares de Bustalveinte y Hondojoón o las cimas como Porracolina, el Picón del Fraile, Peña Lusa o el Mortillano. Además del relieve, se genera una importante red hídrica en torno al río Asón y su principal afluente el río Gándara, además de los arroyos de montaña que recorren las laderas del valle y vierten sus aguas en el río Gándara. En cuanto a la vegetación, la mayor parte del territorio del valle se encuentra cubierto por masas de matorral (38%), seguido por el arbolado (31%), las herbáceas (21%) y finalmente las superficies de roquedo o sin vegetación superior (10%). Si se presta atención al arbolado, la principal formación es el hayedo (*Fagus sylvatica*) y tiene una presencia en la mayoría de los Montes de Utilidad Pública existentes en

el valle. También aparecen formaciones de encinas (*Quercus ilex*) en zonas de roquedo calizo, robles (*Quercus robur*) y de forma simbólica repoblaciones de eucalipto (*Eucalyptus globus*) y pino insigne (*Pinus radiata*). La vegetación de ribera aparece a lo largo de la red hidrográfica que conforma el río Gándara y sus afluentes, y cuenta con la presencia de chopos (*Populus alba*), alisos (*Alnus glutinosa*) y sauces (*Salix spp*). Finalmente, en relación con los asentamientos de población se puede señalar que el valle cuenta 27 núcleos de población y diversos barrios, localizados en su mayoría en las zonas de fondo de valle, en las zonas más llanas y cerca de las vías de comunicación. Se trata de una población de 1.180 habitantes, según el último padrón municipal de habitantes (ICANE, 2019), se dedica a las actividades tradicionales, principalmente la ganadería y que en los últimos años comienza a abrir su mercado al turismo rural y de aventura, vinculado a sus espacios naturales protegidos y los valores que ofrecen los espacios rurales de montaña (Fotografía 1).

Fotografía 1. Panorámica del valle de Soba

Fuente: colección particular (septiembre 2018).



3. MATERIALES Y MÉTODOS

Este estudio surge con la finalidad de realizar una reconstrucción de las cubiertas de los montes del valle de Soba, planteando los factores de cambio, los ritmos y las dinámicas. Se establecen como antecedentes los siglos XVIII y XIX y se centra la atención en la situación y los procesos acontecidos entre 1900 y la actualidad. Se emplea un método progresivo que permite analizar los espacios forestales del área de estudio en el pasado e ir avanzando hacia el presente, mediante la reconstrucción de los principales acontecimientos y sus efectos sobre el territorio. Este análisis va a permitir reforzar la idea de que la situación presente de los espacios forestales es el resultado de los acontecimientos del pasado, y donde la interacción entre naturaleza y ser humano tiene un papel protagonista. Para lograr esta reconstrucción se ponen en relación procedimientos y técnicas, combinando el trabajo de gabinete, laboratorio y campo.

En relación con el trabajo de gabinete se llevará a cabo la consulta de documentación disponible sobre montes y aprovechamientos en el Archivo Histórico Provincial de Cantabria (AHPC), al tiempo que se trabajará con los datos disponibles en los Inventarios Forestales Nacionales, los catálogos de montes, los aprovechamientos forestales que aparecen publicados en el Boletín Oficial de la Provincia de Santander y las estadísticas procedentes del INE. Así mismo, se realizará la lectura de bibliografía especializada y la generación de trabajo cartográfico con SIG. Todo esto se completará con el trabajo de laboratorio de análisis antracológico y finalmente el trabajo de campo. Conviene destacar que este trabajo de campo resulta fundamental, ya que no solo permite conocer el área de estudio, obtener información

sobre los elementos naturales analizados o recoger muestras para estudios posteriores, sino que es clave para comprobar in situ los elementos cartografiados con SIG durante el trabajo de gabinete. La escala de trabajo, tanto temporal como espacial, constituye un elemento clave. En el caso de la escala espacial, ésta será variable en función de las etapas de la investigación y de los resultados que se busquen, por lo que se partirá de una escala 1:120.000 que abarca el área de estudio, pasando por una intermedia (1:60.000) para llegar a una escala de detalle (1:20.000-1:10.000). Por otro lado, la escala temporal permitirá establecer dinámicas de cambio y variaciones espaciales, partiendo del siglo XVIII hasta la actualidad. Para sustentar los análisis temporales de época más actual se utilizará como base el material cartográfico correspondiente a los fotogramas de los Vuelos Fotogramétricos de 1953 y 1988 del Gobierno de Cantabria y a la ortofotografía del PNOA del año 2014. El principal procedimiento SIG se centrará en el análisis de las cubiertas de los montes del valle de Soba, utilizando como base la fotografía aérea y la ortofoto. Para ello se realizarán los procesos de georreferenciación, fotointerpretación y digitalización, obteniéndose como resultado tres mapas de cubiertas, uno por cada fecha de análisis. La superposición e intersección de estos mapas permitirá obtener la evolución sufrida por las cubiertas, siendo posible diferenciar las zonas de cambios y las zonas de estabilidad. Una vez conocidas las superficies de cambio es posible establecer las características reales de las modificaciones y poder determinar hacia que evoluciona las cubiertas que sufre alteraciones. Así se consigue establecer que un gran número de parcelas que presentaban cubiertas de matorral en 1953 se convierten en arbolado en 2014.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las transformaciones históricas de la vegetación tienen una gran relación con los cambios que se producen en la población, ya sean positivos por el éxodo rural o negativos por la explosión demográfica, así como también con los cambios en los aprovechamientos de los recursos forestales de los montes por parte de la población (Allende *et al.*, 2014). A nivel general, se puede destacar que los montes sobanos, y en especial sus espacios forestales, han sido objeto de aprovechamiento por parte de la población desde antiguo (González-Pellejero *et al.*, 2013). La madera que se obtenía de los bosques se destinaba a la construcción, la fabricación de aperos y carros, aunque principalmente era el combustible que alimentaba los hornos de los pueblos, con fines domésticos y protoindustriales (Bohigas y García, 1995). En el valle de Soba las especies arbóreas más empleadas, debido a su abundancia, eran el haya (*Fagus sylvatica*) y el roble (*Quercus robur*), aunque en sectores donde había presencia de sustrato calizo se empleaba también la encina (*Quercus ilex*) debido a su alto poder calorífico (Ceballos, 2001).

La actividad manufacturera se encontraba en las ferrerías locales que se dedicaban a la producción de hierro. De forma complementaria se producía carbón vegetal, ya que éste era indispensable para alimentar los hornos. Para su fabricación se utilizaba ramas, leñas y árboles caídos, y mediante su quema en los lugares de extracción de los montes se obtenían las producciones de carbón que luego eran transportadas a las ferrerías (Ceballos, 2001). En un principio, el consumo de carbón era local, aunque posteriormente y con la intensificación de la actividad manufacturera, las extracciones de madera se incrementaron. Aunque la verdadera intervención sobre los montes se produjo con la instalación de las Reales Fábricas de Artillería de Liérganes y La Cavada en el siglo XVII. Estos altos hornos necesitaban grandes cantidades de madera, por lo que fueron ampliando su área de extracción de forma progresiva hasta alcanzar los montes de Soba y llegando incluso a traspasar la divisoria de aguas hacia los montes burgaleses (Alcalá-Zamora, 1974). De esta manera se pusieron en explotación extensas

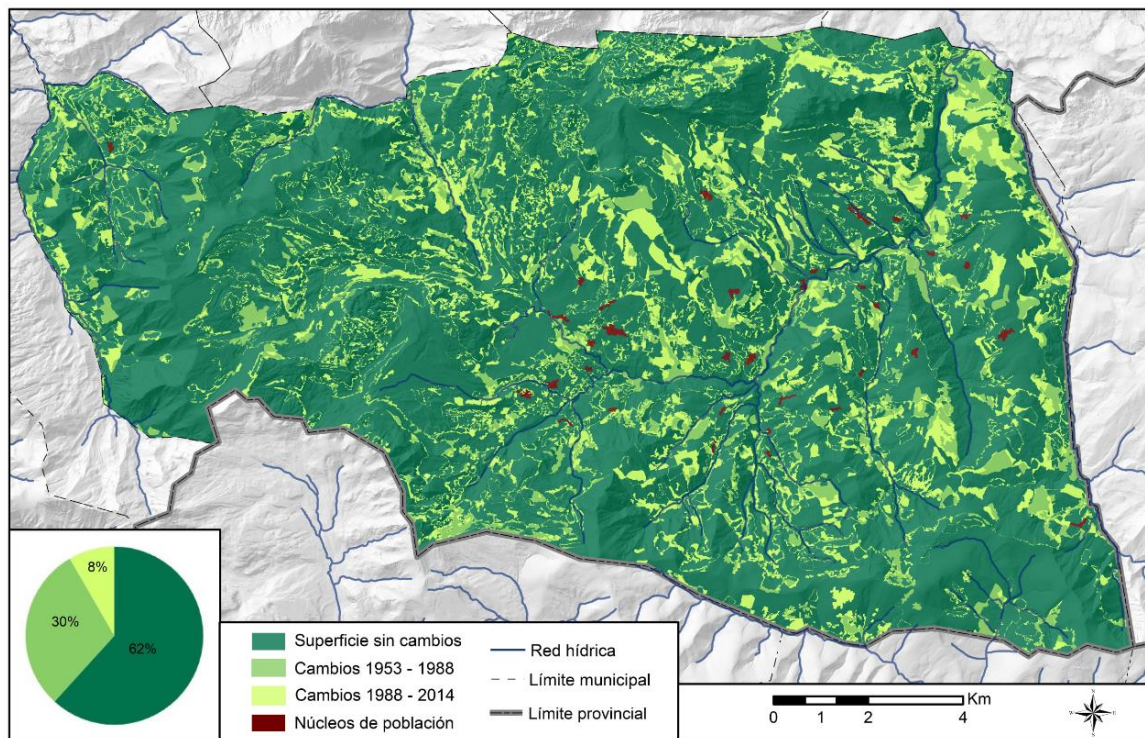
superficies de monte arbolado, dando lugar a la “Dotación de Montes” que abarcaba la mitad de la provincia de Cantabria y zonas del norte de Burgos.

Los procesos de tala de arbolado fueron intensos hasta el cierre de estas fábricas en 1835, y aunque existieron intentos para tratar de regular las extracciones de madera, los intereses económicos siempre fueron más fuertes que la necesidad de conservación de las masas arboladas. Los trabajos forestales del siglo XIX comenzaron a profundizar en este problema y se crearon leyes e iniciativas como la figura del catálogo de montes, que tratará de exceptuar montes de los procesos de desamortización con la finalidad de proteger masas arboladas singulares. A finales del siglo XIX aparece el concepto de “Monte de Utilidad Pública”.

En el siglo XX, las cubiertas de 1953 muestran un predominio del matorral (42%), seguido por el arbolado (24%), las herbáceas (23%) y el roquedo (11%). La cartografía de 1988 demuestra ciertos cambios en la composición del valle, donde sigue destacando de forma notable el matorral (40%) como cubierta principal y el arbolado (28%) experimenta un crecimiento, mientras que las herbáceas (22%) y el roquedo (11%) tienden a la estabilidad. Finalmente, en 2014 se consolida la tendencia iniciada en las décadas anteriores: el matorral reduce su presencia al 38% y el arbolado aumenta su superficie hasta alcanzar el 31%, mientras que el roquedo y las herbáceas se mantiene estables. La principal idea que se obtiene del análisis comparativo entre las tres imágenes es que el 62% del territorio del valle de Soba se mantiene estable y sin alteración en sus cubiertas (Mapa 2). Pero el valle también sufre modificaciones, pudiéndose establecer dos etapas diferenciadas: entre 1953 y 1988 se alteran el 30% de las cubiertas, mientras que los cambios entre 1988 y 2014 son del 8%. De este modo se puede establecer que los cambios más acusados se producen en la primera etapa entre 1953 y 1988.

Mapa 2. Cambios y permanencias de las cubiertas del valle de Soba 1953 - 2014

Fuente: elaboración propia a partir fotografía aérea (1953-1988), y ortofoto PNOA (2014).



De forma general se constata un aumento de la superficie arbolada, con una tendencia continua y creciente entre 1953 y 2014, y que se traduce en un aumento de la superficie arbolada en un total de 1.492 ha. La extensión del arbolado ha permitido un importante avance de este tipo de cubiertas, favorecido en gran medida por los cambios productivos, la protección de espacios naturales o el abandono de los pueblos y la actividad agraria. El resto de las cubiertas (Fotografía 2) existentes en el valle de Soba han sufrido una transformación negativa con la consiguiente pérdida de superficie, en detrimento del arbolado y debido, de forma general, al proceso de sucesión natural de la vegetación. El cambio más llamativo lo constituye el matorral, que sufre una reducción de 1.059 ha para el conjunto de Soba y gracias al cual el arbolado aumenta la mayor parte de su superficie. Por otro lado, las herbáceas también pierden superficie, aunque de forma menos importante, con una reducción de 346 ha que se debe en su mayoría a al abandono de las zonas de pasto en los montes, aunque hay un mantenimiento de las herbáceas en el entorno de los pueblos. Finalmente, las superficies de roquedo también se reducen con una pérdida de 235 ha de su superficie a lo largo del periodo de análisis, debido a la recolonización de herbáceas, musgos y líquenes que aparecen en los sectores de cumbres calizas del valle y permiten la extensión progresiva de la vegetación.

Fotografía 2. Tipos de cubiertas existentes en el valle de Soba

Fuente: colección particular (agosto 2019).



Esta tendencia de recuperación del arbolado en detrimento de las formaciones de matorral constituye un ejemplo de los procesos de sucesión natural y recuperación de la vegetación que se producen en las montañas españolas (Lasanta *et al.*, 2007). Las causas se encuentran en los procesos de pérdida de población y el abandono rural, que se traducen en una reducción de la actividad agraria y el abandono de los espacios de actividad (Arnáez *et al.*, 2008). Los procesos

de abandono permiten que la vegetación evolucione y los matorrales se desarrollen hasta alcanzar los estratos superiores de forma progresiva, siempre que no haya nuevas acciones que frenen el proceso. A pesar del proceso natural de regeneración de la vegetación, no se deben olvidar las iniciativas de protección de la naturaleza y conservación de hábitats, que regulan los usos y actividades que se desarrollan en los sectores considerados como “espacios naturales protegidos”, fomentan la conservación de la vegetación y favorecen su evolución. De esta manera, las figuras del Parque Natural Collados del Asón y la ZEC Montaña Oriental han permitido limitar los usos dentro de sus límites administrativos, aunque favoreciendo la compatibilización con el turismo de naturaleza y aventura. Se consigue el disfrute de los espacios naturales al tiempo que constituyen actividades para la población local, pero siempre insertándose en una red mayor que ponga en relación los espacios naturales y su gestión, teniendo muy presentes los procesos de cambio y permitiendo la colaboración entre los agentes implicados a todas las escalas de la administración (Barquín *et al.*, 2018). Pero sin olvidar que el fin máximo de la protección y conservación es el mantenimiento de los valores naturales de los espacios declarados, así como su fomento y mejora constante.

5. CONCLUSIONES

Las ideas planteadas permiten establecer la existencia de unas dinámicas de cambio que afectan a las cubiertas del valle de Soba y por consiguiente a su vegetación. Estas transformaciones aparecen asociadas tanto a la componente poblacional como a los usos y aprovechamientos que se llevan a cabo y que como toda actividad genera una serie de efectos sobre el territorio. Los cambios han tenido diferentes ritmos en función de las actividades, pero por lo general ha predominado un uso intenso del territorio y una importante deforestación de las superficies arboladas del valle con destino a las manufacturas y posteriormente a la industria de armamento. Los avances en la consideración del bosque como elemento fundamental para la naturaleza y su importancia patrimonial se han ido consolidando con el paso de los años, pero no ha sido hasta las décadas finales del siglo XX cuando se comienza a crear una legislación específica en materia de conservación de la naturaleza. Esta implicación en la preservación, unida al éxodo rural y al abandono de las zonas de montaña ha favorecido, no solo en el valle de Soba, la progresiva recuperación del arbolado por la evolución natural de los matorrales hacia estratos superiores y el aumento de las masas arboladas en áreas de montaña.

REFERENCIAS

- Aedo, C.; Diego, C.; García-Codron, J.C.; Moreno, G. (1990). *El bosque en Cantabria*. Santander: Universidad de Cantabria.
- Alcalá-Zamora, J. (1974). *Historia de una empresa siderúrgica española: los altos hornos de Liérganes y La Cavada, 1622-1834*. Santander: Centro de Estudios Montañeses.
- Allende, F.; Frochoso, M.; Gómez, G.; González-Pellejero, R.; López, N.; Madrazo, G.; Sáez-Pombo, E. (2014). Una aproximación al análisis comparativo de los paisajes forestales de la Cordillera Cantábrica y el Sistema Central. *Ería*, 94: 161-182. <https://www.unioviedo.es/reunido/index.php/RCG/article/view/10450>
- Arnáez, J.; Oserín, M.; Lasanta, T. (2008). Cambios en la cubierta vegetal y usos del suelo en el Sistema Ibérico Noroccidental entre 1956 y 2001: Los Cameros (La Rioja, España). *Boletín de la Asociación Española de Geografía*, 47: 195-211. <http://age.ieg.csic.es/boletin/47/10-ARNAEZ.pdf>
- Barquín, J.; Álvarez-Martínez, J.M.; Jiménez-Alfaro, B.; García, D.I.; Vieites, D.; Serrano, E.; González-Diez, A.; Tejón, S.; Luis Calabuig, E.; Taboada, A.; Purroy, F.J.; del Jesús, M.; Naves, J.;

- Fernández-Gil, A.; Serdio, A.; Javier-Lucio, A.; Suárez, R.; Araujo, J. (2018). La integración del conocimiento sobre la Cordillera Cantábrica: hacia un observatorio inter-autonómico del cambio global. *Ecosistemas*, 27(1): 96-104. doi:10.7818/ECOS.1422
- Bauer, E. (1980). *Los montes de España en la historia*. Madrid: MAPA.
- Bohigas, R.; García, M. (1995). *El Valle de Soba. Arqueología y Etnografía*. Santander: Tres DL.
- Ceballos, C. (2001). *Arozas y ferrones: Las ferrerías en Cantabria en el Antiguo Régimen*. Santander: Universidad de Cantabria.
- Ezquerro, F.; Gil, L. (2004). *La transformación histórica del paisaje forestal en Cantabria. Tercer inventario forestal nacional (1997-2006)*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.
- Delgado, C.; Gil de Arriba, C.; Hortelano, L.A.; Plaza, J.I. (2010). *La montaña cantábrica oriental: dinámica socioeconómica, patrimonio ecocultural y desarrollo territorial*. Santander: Estudio.
- González-Pellejero, R.; Frochoso, M.; Allende, F.; Nieto, C. (2013). Los aprovechamientos forestales en la montaña cantábrica central (Provincia de Cantabria) en el último cuarto del siglo XIX. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 38: 99-106. doi:10.31167/csef.v0i38.10303
- González-Pellejero, R.; Allende, F.; López-Sáez, J.A.; Frochoso, M.; Alba-Sánchez, F.; Abel-Schaad, D. (2014). Dinámicas naturales y antrópicas en los paisajes vegetales de los valles internos de Cantabria occidental (norte de España). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 65: 139-165. doi:10.21138/bage.1747
- ICANE (2019). *Padrón Municipal de Habitantes, Soba (Cantabria)*. Santander: Gobierno de Cantabria, Consejería de Economía, Hacienda y Empleo, Instituto Cántabro de Estadística (ICANE). <https://www.icane.es/data/municipal-register-gender-municipality#timeseries>
- Lasanta, T.; Vicente-Serrano, S.M. (2007). Cambios en la cubierta vegetal en el Pirineo aragonés en los últimos 50 años. *Pirineos: Revista de ecología de montaña*, 162: 125-154. doi:10.3989/pirineos.2007.v162.16
- Mapa Topográfico Nacional (MTN50) escala 1:25.000. Hojas 57 (III y IV), 60 (III), 84 (II), 85 (I). Instituto Geográfico Nacional. <http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp>
- Modelo Digital del Terreno (MDT05-LIDAR). Hojas 59, 60, 84, 85. Instituto Geográfico Nacional. <http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp>
- Ortega Valcárcel, J. (1975). Organización del espacio y evolución técnica en los Montes del Pas. *Estudios Geográficos*, 36 (140/141): 863-900.
- PNOA (2014). Ortofotografía. Hojas 59, 60, 84, 85 (máxima actualidad). Instituto Geográfico Nacional, Plan Nacional de Ortofotografía Aérea. <http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp>
- Sevilla, J.; Rodríguez Pérez, C. (2015). La dinámica reciente del paisaje en el puerto de Leitariegos (montaña occidental asturleonés) a través de la fotografía aérea. *Ería*, 98: 241-274. doi:10.17811/er.98.2015.241-274
- Terán, M. (1947). Vaqueros y cabañas en los Montes de Pas. *Estudios Geográficos*, 8: 493-536.
- Vuelo Fotogramétrico del Catastro de Riqueza Rústica de Cantabria de 1953. Municipio de Soba. Escala aproximada 1:15.000. Diputación de Santander. <https://mapas.cantabria.es/>
- Vuelo Fotogramétrico de Cantabria de 1988. Municipio de Soba. Escala aproximada 1:30.000. Diputación de Santander. <https://mapas.cantabria.es/>

CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD
XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía
Santander (Cantabria), 22-25 junio de 2020



PRIMEROS AVANCES DEL ESTUDIO PALEOAMBIENTAL DE LA TURBERA DEL CUETO DE LA ESPINA (CANTABRIA). EL PAISAJE DEL FUEGO A LO LARGO DE 5800 AÑOS DE HISTORIA

Sara Rodríguez-Coterón¹, Ramon Pérez-Obiol², Virginia Carracedo-Martín¹,
Juan Carlos García-Codron¹, Marc Sánchez Morales³, Jordi Nadal³,
Joan Manuel Soriano³ y Albert Pèlachs³

¹ GIMENA. Dpto. Geografía, Urbanismo y Ordenación del Territorio. Universidad de Cantabria. sara.rodriguez@unican.es , virginia.carracedo@unican.es , juan.garciacodron@unican.es

² GRAMP, Dpto. Biología Animal, Biología Vegetal i Ecología. Universitat Autònoma de Barcelona. ramon.perez@uab.cat

³ GRAMP. Dpto. Geografía. Universitat Autònoma de Barcelona. marc.sanchez.morales@uab.cat, Jordi.nadal@uab.cat , joanmanuel.soriano@uab.cat , albert.pelachs@uab.cat

RESUMEN

Los numerosos estudios paleoambientales desarrollados en los últimos años en el Norte peninsular a partir de depósitos de yacimientos arqueológicos, lagos y turberas, están permitiendo nuevas interpretaciones en torno a la evolución y dinámica del paisaje en este ámbito.

Dichas investigaciones han estado principalmente centradas en el estudio polínico, prestando menos atención a otros indicadores que aportan información sobre la presencia y dinámica del fuego y que permiten complementar y mejorar la interpretación en torno a la evolución y construcción del paisaje de la zona de estudio, desde el Neolítico hasta la actualidad.

El objetivo de la presente investigación en curso es aportar nuevos datos relativos al papel del fuego en la dinámica del paisaje vegetal a medida que se iba produciendo una progresiva antropización del medio. Los datos aportados se corresponden con el registro sedimentario del Cueto de la Espina (Cantabria), con una datación basal de 5800 años cal BP.

El estudio combinado de la información palinológica y del régimen del fuego ha permitido poner en relieve nuevas evidencias que facilitan la comprensión de la relación existente entre la dinámica vegetal y el uso del territorio por parte de la población durante el Holoceno.

Palabras clave: fuego, paisaje, Holoceno, Cantabria.

ABSTRACT

In recent decades the number of paleoenvironmental studies has increased in the Northern Iberian Peninsula, the surveys performed at archaeological sites, lakes and peatbogs contribute for a better interpretation about the evolution of landscapes in this territory. These studies mainly correspond to pollen record, without considering other kind of proxies, which contribute to understand the impact of human dynamics in the territory since the Neolithic.

The aim of this paper is to provide new insights about the role of fire in relation to the evolution of landscape vegetation because of a progressive anthropization. The data belongs to the core collected from the peatbog of Cueto de la Espina (Cantabria) dated 5800 years cal BP.

The assessment of fire regime as well as the pollen analysis allow us to understand the evolution of landscape in relation to human impact in a mountain territory of Cantabria.

Keywords: fire, landscape, Holocene, Cantabria.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Rodríguez-Coterón, S.; Pérez-Obiol, R.; Carracedo-Martín, V.; García-Codron, J.C.; Sánchez Morales, M.; Nadal, J.; Soriano, J.M.; Pèlachs, A. (2020). Primeros avances del estudio paleoambiental de la turbera del Cueto de La Espina (Cantabria). El paisaje del fuego a lo largo de 5800 años de historia. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 671-680.

1. INTRODUCCIÓN

Los estudios paleoambientales permiten reconstruir la dinámica del paisaje a la vez que determinar el alcance de las transformaciones en el territorio por parte de los grupos humanos a lo largo del tiempo.

Las turberas representan una de las principales fuentes de información para estos estudios, ya que este tipo de depósitos sedimentarios, al ser de origen natural, son objetivamente más representativos que los sondeos realizados en yacimientos arqueológicos.

Los estudios paleoambientales desarrollados en Cantabria desde los años sesenta del siglo pasado han dado lugar a un buen número de publicaciones, como son las realizadas en las localidades de Puertos de Riofrío (10200 años BP; Menéndez-Amor y Florschütz, 1963), El Cueto de la Avellanosa (6020 años BP; Mariscal, 1983), El Sertal (4500 años BP; Mariscal, 1986), Estacas de Trueba (5000 años BP; Mariscal, 1987), Los Tornos (7800 años BP; Peñalba, 1989, 1994, Muñoz-Sobrino *et al.*, 2005), Culazón (3589 años BP; González-Pellejero *et al.*, 2014), Sotombo (5925 años cal. BP; Pérez-Díaz *et al.*, 2016) y La Molina (6740 años cal. BP; Pérez-Obiol *et al.*, 2016). Sin embargo, los registros estudiados explotan principalmente la información polínica, interesándose ante todo por la dinámica vegetal de los últimos miles de años. En general, en todas estas secuencias se echa en falta una mayor resolución temporal además de la incorporación de otro tipo de indicadores con relevancia para el estudio de los paleoambientes (Perez-Obiol *et al.*, 2016).

Los trabajos realizados en Cantabria en torno al fuego y su relación con la configuración del paisaje a lo largo del Holoceno son escasos, siendo "Landscape dynamics and fire activity since 6740 cal yr BP in the Cantabrian region (La Molina peat bog, Puente Viesgo, Spain)" de Pérez-Obiol *et al.*, 2016 y "History of fires and vegetation since the Neolithic in the Cantabrian Mountains (Spain)" de Carracedo *et al.*, 2018, las únicas publicaciones existentes que han abordado esta problemática desde la perspectiva del estudio de los carbones sedimentarios.

En este contexto, esta investigación aporta nueva información a la ya existente para Cantabria en torno a la dinámica vegetal y a su relación con el fuego a lo largo del Holoceno combinando, a través de diversas técnicas, el análisis de carbones sedimentarios, microcarbones, contenido en materia orgánica, polen y palinomorfos no polínicos (NPPs). Los resultados aportados son un avance de la tesis doctoral que está realizando la primera firmante de este trabajo en el marco del proyecto "Estudio biogeográfico histórico comparado (Montaña Cantábrica, Sistema Central y Pirineos): 18000 años de cambios climáticos y antrópicos sobre especies forestales indicadoras" (CSO2015-65216-C2-1-P).

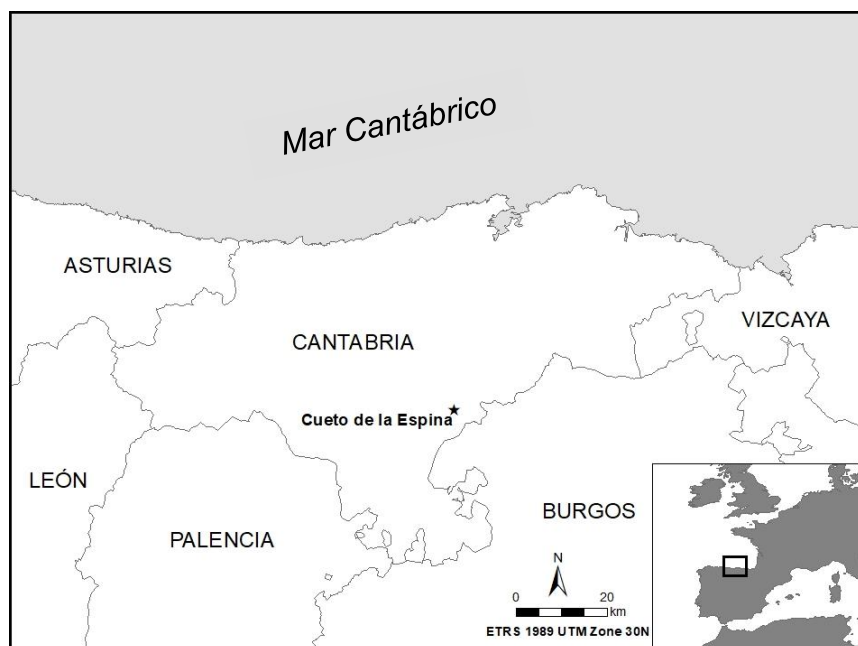
El objetivo principal del presente trabajo es contribuir al conocimiento del papel desempeñado por los distintos grupos humanos que han habitado el territorio cántabro en la configuración del paisaje a lo largo de los últimos seis mil años.

2. ÁREA DE ESTUDIO

El testigo sedimentario utilizado para el estudio fue obtenido en la turbera del Cueto de la Espina (Luena, Cantabria), localizada a 1.113 m s.n.m. en las proximidades del Puerto del Escudo, límite provincial entre Cantabria y Burgos (Figura 1). La turbera se encuentra ubicada en un pequeño circo glaciar de la vertiente norte de la Sierra del Escudo ocupando una cubeta de sobreexcavación y afectada por procesos gravitacionales e importantes aportes coluviales (Sarrionandía *et al.*, 2011).

La divisoria cantábrica representa la frontera biogeográfica entre las regiones Eurosiberiana y Mediterránea, predominando una vegetación mesófila de bosque caducifolio en la primera y una vegetación esclerófila con bosques perennifolios en la segunda (Carracedo *et al.*, 2018).

Figura 1. Mapa de localización de la turbera del Cueto de la Espina



Las principales formaciones vegetales climácicas en la zona de estudio son el bosque planocaducifolio entre los 500-1.500 m de altitud (*Quercus robur*, *Fraxinus excelsior*, *Corylus avellana*, *Crataegus monogyna*), las cuales quedan representados en pequeños rodales que han llegado hasta nosotros por estar situadas en áreas de difícil acceso; lo mismo ocurre con los hayedos de *Fagus sylvatica*, que ocupan las umbrías entre los 700-1.000 m de altitud. La fuerte presión humana que se ha producido en este territorio hace que la vegetación esté dominada por formaciones secundarias, como argomales (*Ulex europaeus*, *Ulex gallii subsp. gallii* y *Calluna vulgaris*), brezales (*Erica arborea*, *Erica vagans*, *Erica cinerea* y *Daboecia cantabrica*), helechales (*Pteridium aquilinum*) y retamales (*Sarothamnus scoparius*). Algunas de estas comunidades de landa atlántica forman parte de los hábitats prioritarios de la Red Natura 2000. Las formaciones herbáceas de pastizales, las más representativas en la zona de estudio, son aprovechadas y mantenidas por el ganado en régimen extensivo, siendo las gramíneas, como *Festuca* sp. o *Nardus stricta*, y leguminosas, como *Astragalus* sp. o *Trifolium* sp., las plantas más características.

3. METODOLOGÍA

3.1. Sondeo y preparación de las muestras

El sondeo realizado por parte de los grupos de investigación GRAMP de la Universitat Autònoma de Barcelona y GIMENA de la Universidad de Cantabria en septiembre de 2016 en la turbera del Cueto de la Espina se llevó a cabo insertando un tubo de PVC mediante percusión manual. Este procedimiento permitió extraer un testigo continuo de 255 cm de longitud y 11

cm de diámetro reduciendo al máximo el riesgo de contaminación (Pérez-Obiol *et al.*, 2016; Carracedo-Martín *et al.*, 2017).

El material recogido fue cortado en láminas de 1 cm (aproximadamente), resultando un total de 315 muestras, de las cuales se han analizado una de cada dos, es decir, 158 muestras en total. Cada muestra ha sido expuesta a tres tratamientos de laboratorio diferentes, con el fin de poder preparar el material para el análisis de las variables que interesan para este estudio: contenido en materia orgánica, carbones sedimentarios, microcarbones, material polínico y otros palinomorfos no polínicos.

3.1.1. Contenido en materia orgánica (LOI)

Con el fin de determinar el contenido en materia orgánica de las muestras, cada una de ellas fue secada a 60°C para poder determinar la pérdida de peso y luego quemada a 550°C para oxidar la materia orgánica. El resultado es expresado en porcentaje de peso en seco (Heiri *et al.*, 2001; Luque Marín, 2003; Garcés-Pastor *et al.*, 2017).

3.1.2. Carbones sedimentarios

El tratamiento se ha realizado según el protocolo adaptado para testigos extraídos en turberas por Perez-Obiol *et al.* (2016) a partir de Carcaillet *et al.*, (2001, 2007). El tratamiento en laboratorio ha consistido en la aplicación de una solución de hipoclorito sódico (NaClO) al 15% para la decoloración de las muestras e hidróxido de potasio (KOH) como solución defloculante para la eliminación de la materia orgánica, a una temperatura de 70°C durante 90 minutos, a continuación las muestras se tamizaron a través de una malla de 150 µm después de enfriarse (Sánchez-Morales *et al.*, 2018).

El análisis de carbones sedimentarios (>150 µm) se ha realizado con la ayuda de un estereomicroscopio a un aumento de 40x, utilizando una malla de cuadrícula de 100 divisiones (Carcaillet *et al.*, 2001).

3.1.3. Microcarbones, microfósiles polínicos y palinomorfos no polínicos

El tratamiento físico-químico empleado para la obtención de las partículas de microcarbones (<150 µm), del material polínico y otros palinomorfos no polínicos (NPPs) se ha basado en los estándares habituales para la obtención de preparaciones palinológicas (Girard, 1969; Moore, Webb y Collison, 1991; Burjachs, López-Sáez e Iriarte, 2003). Este procedimiento incluye el tratamiento mediante HCL (10%), KOH (10%) y HF (70%) para la eliminación de carbonatos, restos silíceos y ácidos húmicos de las preparaciones y la conservación del material en una solución 1:1:1 de glicerina, agua destilada y alcohol.

El análisis de los microcarbones se ha realizado con la ayuda de un microscopio óptico, midiendo a través de una rejilla calibrada el área de cada partícula de carbón, tomando como referencia las partículas de color negro, opacas y con vértices angulosos (Whitlock y Larsen, 2001; Sadori y Giardini, 2007).

Por su parte, el análisis polínico y de NPPs también se ha realizado a través del microscopio óptico, contrastando con atlas y colecciones de referencia (Moore, Webb y Collison, 1991; Reille, 1992), habiéndose analizado un total de 43 muestras.

3.2. Dataciones radiocarbónicas y modelo de edad-profundidad

Las dataciones radiocarbónicas para la turbera de El Cueto de la Espina han sido realizadas en el laboratorio Beta Analytic Inc. (Miami). En esta fase inicial se cuenta con la datación de dos muestras calibradas a partir de la datación estándar BP y su desviación típica, con un

intervalo de probabilidad 2σ (94,5%) a partir de la base de datos INTCAL13 (Reimer *et al.*, 2013) con el programa informático Calib Rev. 7.0.4.

En cuanto al modelo de edad, se ha empleado el modelo edad-profundidad “smooth spline” de orden 4 construido a partir del software Clam 2.3.2 (Blaauw, 2019) desarrollado para el programa estadístico R (R Core Team, 2017). Para ello se han empleado las dataciones calibradas, obteniendo finalmente la edad para cada centímetro del *core*, calculado por el programa en función de la tasa de sedimentación anual correspondiente.

3.4. Tratamiento estadístico y gráfico

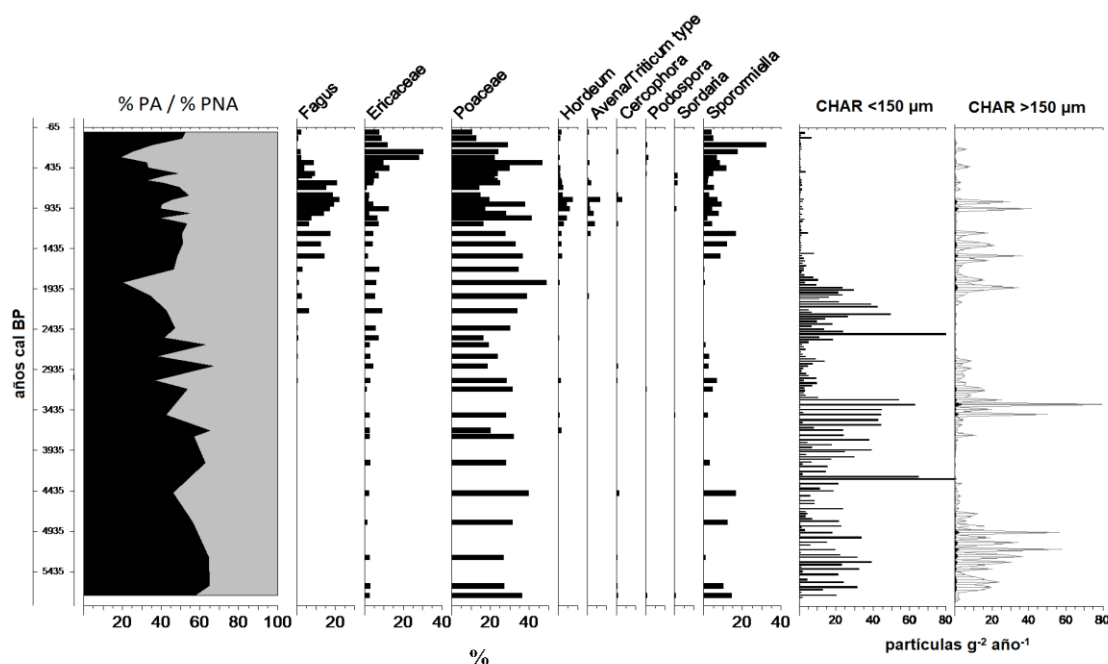
El tratamiento de los datos y la representación gráfica se han realizado a través del programa TILIA y TGview (Grimm, 1991, 1992, 2004). Los datos correspondientes al recuento de partículas de microcarbones y carbones sedimentarios fueron tratados previamente con el programa CharAnalysis (Higuera, 2009) compilado en Matlab (MATLAB, 2010) con el fin de obtener el “Char Accumulation Rate” (CHAR, partículas $\text{cm}^{-3} \text{año}^{-1}$ o partículas $\text{g}^{-2} \text{año}^{-1}$), lo que se traduce en tasa de acumulación de carbones.

La representación de los datos polínicos se muestra en porcentajes de los distintos taxones en función del modelo de edad obtenido. para el cálculo del porcentaje se utiliza la suma base polínica de granos de polen terrestre.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Esta comunicación contiene algunos de los datos más relevantes obtenidos a lo largo de la investigación (Figura 3) y proporciona los principales indicadores que permiten interpretar lo acontecido en cuanto al fuego, como es la tasa de acumulación de carbones sedimentarios y tasa de acumulación de microcarbones; y lo acontecido en cuanto a la cobertura vegetal, a partir del diagrama polínico obtenido.

Figura 3. Diagrama resumido de polen, NNPs y carbones del Cueto de la Espina



4.1. El fuego como modelador del paisaje

La presencia de carbones, tanto sedimentarios como en forma de microcarbón, es apreciable a lo largo de toda la secuencia, desde la datación en la base a 5800 años cal BP hasta la actualidad. El CHAR o tasa de acumulación de carbón en algunos periodos es asíncrono para los dos indicadores de fuego estudiados, apreciándose una alternancia en cuanto a los periodos de mayor intensidad y descenso de carbones sedimentarios y microcarbones respectivamente.

En lo que respecta a los carbones sedimentarios, tradicionalmente utilizados como indicadores de fuegos locales (Whitlock y Larsen, 2001; Whitlock y Bartlein, 2003; Sadori y Giardini, 2007) se observan ciclos de aumento-descenso del CHAR con un periodo de recurrencia aproximado de mil años, destacando tres periodos donde se produce una mayor intensificación: entre 5600-4600 cal BP, entre 3600-2600 cal BP y entre 2000-900 cal BP. En cuanto a los microcarbones -variable representativa de fuegos regionales (Whitlock y Larsen, 2001)- se aprecia una mayor continuidad temporal que los anteriores, aunque también se pueden distinguir periodos de mayor intensificación del CHAR, como ocurre en torno al 4200 cal BP, correspondiendo con un descenso de la tasa de acumulación de carbones sedimentarios, lo que podría estar relacionado con el tipo de combustible disponible posiblemente debido a un evento climático significativo (Bond *et al.*, 2002; Carracedo-Martín *et al.*, 2017). Destaca la interrupción del CHAR de los microcarbones hacia el 1600 cal BP, siendo una etapa de escasa acumulación de carbón comparado con lo acontecido en etapas anteriores; probablemente debido a una menor disponibilidad de biomasa.

El análisis polínico muestra desde la base de la secuencia, datada en 5800 cal BP, hasta cerca del 3600 cal BP, una clara dominancia de polen arbóreo, con un descenso dentro de este periodo hasta porcentajes del 40% viéndose reemplazado por el aumento de Poaceae, cuyo valor aumenta hasta un 40%. Este hecho es el resultado de la apertura de espacios por uso del fuego para la creación de pastos, donde la abundante presencia de Poaceae coincide con el final del primer periodo de intensificación para los carbones sedimentarios previamente mencionado.

La presencia de polen arbóreo no desciende prácticamente de valores del 40% a lo largo de toda la secuencia, a excepción de dos momentos, en torno al 1900 cal BP, donde nuevamente se produce un repunte de los valores de Poaceae, y en torno al 400 cal BP donde este hecho se repite, en este caso acompañado por un incremento de Ericaceae, que en algún momento llegan a aportar el 30% del polen. Estos síntomas evidencian otro periodo de intensificación de apertura del paisaje.

4.2. El fuego y la expansión de *Fagus sylvatica*

En el contexto de la Montaña Cantábrica la expansión del haya es un hecho bien documentado, habiéndose establecido tres etapas para este fenómeno (Muñoz-Sobrino *et al.*, 2009). El proceso se inició hacia el 4500 cal BP al oeste de los Pirineos (Galop *et al.*, 2004; Mazier *et al.*, 2009; Pérez-Díaz, López-Sáez y Galop, 2015), alcanzando la Montaña Cantábrica Central en torno al 3300 cal BP (Mariscal, 1983, 1986; Muñoz-Sobrino *et al.*, 2009; Pérez-Díaz *et al.*, 2016). En el estudio realizado por Muñoz-Sobrino *et al.* (2009) se propone como principal razón de la expansión de *Fagus* la aparición de unas condiciones climáticas favorables, húmedas y atemperadas, coincidiendo a partir de 3400 cal BP con un incremento del grado de antropización del medio (Pérez-Díaz *et al.*, 2016), que aparentemente resultó beneficiosa para el establecimiento del haya en este territorio (Jalut *et al.*, 2010).

La primera manifestación de *Fagus sylvatica* en la secuencia del Cueto de la Espina se produce hacia los 3000 años cal BP, manteniendo una presencia continuada a lo largo de los

últimos 2500 años. El porcentaje más elevado de polen de haya se registra en la etapa comprendida entre los 1000-625 años cal BP coincidiendo con los valores registrados en el marco del mismo proyecto de investigación en la secuencia de La Molina (Pérez-Obiol *et al.*, 2016), turbera localizada en el municipio de Puente Viesgo, a poco más de 20 km de distancia en línea recta dentro de la misma cuenca hidrográfica que el Cueto de la Espina. Sin embargo, hacia el 600 cal BP se produce un fuerte declive de los valores de haya en favor de mayores porcentajes de Ericaceae.

Con todo, nuestros datos ponen en evidencia que la aparición de *Fagus* coincide con una reducción de la tasa de acumulación de microcarbones y de carbones sedimentarios; pudiéndose inferir que la mayor expansión de *Fagus*, datada hacia los 1000-625 años cal BP, se corresponde con la interrupción de episodios de fuego, mientras que el declive, iniciado hacia el 600 cal BP coincide con un aumento de los valores de CHAR para los carbones sedimentarios, derivando en una mayor apertura del paisaje.

4.3. Evidencias de uso ganadero y agricultura en el contexto de un territorio de montaña

Los estudios paleoambientales en áreas de montaña son más bien escasos, dado que estos lugares son considerados espacios poco accesibles y se tiende a presuponer que han sido escasamente frecuentados y transformados por los grupos humanos. Bajo estas circunstancias existe una limitación para la interpretación del alcance del impacto humano en los sistemas de montaña (Pérez-Díaz *et al.*, 2018).

Las primeras evidencias de cultivo de cereal que aparecen en el Cueto de la Espina se observan hacia el 3500 cal BP, con la aparición de *Hordeum* (cebada). El fenómeno es relativamente tardío en comparación con las primeras manifestaciones de cereal en otros lugares de la región cántabra, donde las primeras evidencias aparecen en torno a 6700 cal BP, siendo muestra de ello el grano de trigo encontrado en la cueva cántabra de El Mirón (Zapata *et al.*, 2004).

El cultivo de la cebada alcanza su mayor importancia entre el 830-1000 cal BP, combinada con *Avena/Triticum*, el cual pese a haber sido introducido hacia los 2000 años cal BP, no es objeto de una explotación continuada hasta el periodo mencionado.

En cuanto a la presencia de ganado, se han tomado como referencia indicadores de NPPs de esporas de hongos de naturaleza coprófila como *Sporormiella*, *Cercophora*, *Sordaria* y *Podospora*. Observando estos indicadores se distinguen tres etapas de uso ganadero de este espacio, desde la base de la secuencia (5800 años cal BP) hasta los 4000 años cal BP, un pequeño repunte entre 3500-2500 cal BP, y finalmente un último periodo continuado desde 1500 cal BP hasta la actualidad. Los indicadores utilizados para el análisis del régimen del fuego permiten observar una sincronía entre las actividades agrarias y uso del fuego en este territorio, a excepción de la etapa más reciente, donde se produce una disminución de la intensidad de las quemadas con un aumento de la actividad productiva agraria.

5. CONCLUSIONES

La combinación de diferentes variables paleobotánicas en el estudio paleoambiental incrementa y enriquece la información obtenida y posibilita una mejor interpretación de la dinámica del paisaje vegetal, el régimen del fuego, así como del uso que los distintos grupos de humanos han realizado sobre el territorio a lo largo del Holoceno.

El tamaño de los carbones, además de ser un indicador de la escala a la que se produce la quema, bien sea local o regional tal como exponen Whitlock y Larsen (2001); es indicador del tipo de biomasa combustionada, ya sea leñosa o herbácea.

De este modo, mientras que los carbones más grandes son consecuencia de la combustión de plantas leñosas, la quema de plantas de menor porte vendría indicada por los microcarbones.

Además de por el establecimiento de unas condiciones climáticas favorables, la colonización de *Fagus* también parece que ha sido facilitada por el uso del fuego, abriendo espacios que el haya aprovechó para colonizar.

Se demuestra que las actividades agrarias, documentadas a través de los distintos tipos de indicadores de uso pastoril o de cultivo, han desempeñado un papel muy importante en la configuración del paisaje de este espacio de montaña.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado en el marco del proyecto “Estudio biogeográfico histórico comparado (Montaña Cantábrica, Sistema Central y Pirineos): 18000 años de cambios climáticos y antrópicos sobre especies forestales indicadoras” (CSO2015-65216-C2-1-P), con una ayuda predoctoral Concepción Arenal de la Universidad de Cantabria (2017).

REFERENCIAS

- Blaauw, M. (2019). Clam: Classical Age-Depth Modelling of Cores from Deposits. <https://cran.r-project.org/package=clam>.
- Bond, G.C.; Kromer, B.; Beer, J.; Muscheler, R.; Evans, M.; Showers, W.; Hoffmann, S.; Lotti-Bond, R.; Hajdas, I.; Bonani, G (2002). Persistent Solar Influence on North Atlantic Climate During the Holocene. *Science (New York, N.Y.)*: 2130-2136. [doi:10.1126/science.1065680](https://doi.org/10.1126/science.1065680).
- Burjachs, F.; López-Sáez, J. A.; Iriarte, M. J. (2003). *Metodología arqueopalínológica, La recogida de muestras en arqueobotánica: objetivos y propuestas metodológicas*.
- Carcaillet, C.; Bergman, I.; Delorme, S.; Hornberg, G.; Zackrisson, O. (2007). Long-term fire frequency not linked to prehistoric occupations in northern Swedish Boreal forest. *Ecology*, 88: 465-477. [doi:10.1890/0012-9658\(2007\)88\[465:LFFNLT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2007)88[465:LFFNLT]2.0.CO;2)
- Carcaillet, C.; Bouvier, M.; Fréchette, B.; Larouche, A.; Richard, P. (2001). Comparison of pollen-slide and sieving methods in lacustrine charcoal analyses for local and regional fire history. *The Holocene*, 11: 467-476. [doi:10.1191/095968301678302904](https://doi.org/10.1191/095968301678302904)
- Carracedo Martín, V.; Cunill Artigas, R.; García Codron, J.C.; Soriano López, J.M.; Pèlachs Mañosa, A.; Pérez Obiol, R. (2017). Fuentes para la geografía histórica de los incendios forestales. Algunas consideraciones metodológicas. *Cuadernos Geográficos*, 56(3):66-89.
- Carracedo, V.; Cunill, R.; García-Codron, J. C.; Pèlachs, A.; Pérez-Obiol, R.; Soriano, J.M. (2018). History of fires and vegetation since the Neolithic in the Cantabrian Mountains (Spain). *Land Degradation and Development*, 29(7): 2060-2072. [doi:10.1002/ldr.2891](https://doi.org/10.1002/ldr.2891)
- Galop, D.; Carozza, L.; Marembert, F.; Bal, M. (2004). Activités agropastorales et climat durant l'Âge du Bronze dans les Pyrénées: l'état de la question à la lumière des données environnementales et archéologiques. *Environnements et cultures à l'âge du Bronze en Europe occidentale*.
- Garcés-Pastor, S.; Cañellas-Boltà, N.; Pèlachs, A.; Soriano, J.M.; Pérez-Obiol, R.; Pérez-Haase, A.; Vegas-Vilarrúbia, T. (2017). Environmental history and vegetation dynamics in response to climate variations and human pressure during the Holocene in Bassa Nera, Central Pyrenees. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 479: 48-60. [doi:10.1016/j.palaeo.2017.04.016](https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2017.04.016)
- Girard, M. (1969). Nouvelles techniques de préparation en palynologie. *Quaternaire*: 275-278.

- González-Pellejero, R.; Allende, F.; López-Sáez, J.A.; Frochoso-Sánchez, M.; Alba-Sánchez, F.; Abel-Schaad, D. (2014). Dinámicas naturales y antrópicas en los paisajes vegetales de los valles internos de Cantabria occidental (Norte de España). *Bol. Asoc. Geógr. Españoles*, 65: 139-165.
- Grimm, E.C. (1991). Tilia and Tiliagraph. *Illinois State Museum, Springfield*, 101.
- Grimm, E.C. (1992). Tilia software. *Illinois State Museum, Springfield*.
- Grimm, E.C. (2004). TGView Version 2.0. 2. *Illinois State Museum, Springfield*.
- Heiri, O.; Lotter, A.F.; Lemcke, G. (2001). Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*, 25(1): 101-110. [doi:10.1023/A:1008119611481](https://doi.org/10.1023/A:1008119611481)
- Higuera, P. (2009). CharAnalysis 0.9: Diagnostic and analytical tools for sediment-charcoal analysis.
- Jalut, G.; Turu i Michels, V.; Dedoubat, J.J.; Otto, T.; Ezquerro, J.; Fontugne, M.; Santos, L. (2010). Palaeoenvironmental studies in NW Iberia (Cantabrian range): Vegetation history and synthetic approach of the last deglaciation phases in the western Mediterranean. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 297(2): 330-350. [doi:10.1016/J.PALAEO.2010.08.012](https://doi.org/10.1016/J.PALAEO.2010.08.012)
- Límites provinciales. Base Cartográfica Nacional (BCN200) escala 1:200:000. España. Instituto Geográfico Nacional. <http://centrodedescargas.cnig.es/>
- Luque Marín, J.A. (2003). El Lago de Sanabria: un sensor de las oscilaciones climáticas del Atlántico Norte durante los últimos 6.000 años. El registro de la Pequeña Edad del Hielo (LIA), los eventos Dansgaard-Oeschger (D-O), y el ciclo de Bond. *Facultat de Geologia, Departament de Geoquímica, Petrologia y Prospección Geològica*.
- Mariscal Alvarez, B. (1987). *Estudio palinológico de la flora holocénica de Cantabria aspectos paleoclimáticos*. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/extites?codigo=197724>
- Mariscal Álvarez, B. (1983). Estudio polínico de la turbera del Cueto de la Avellanosa, Polaciones (Cantabria). *Cadernos do Laboratorio Xeolóxico de Laxe*, 5: 205-228.
- Mariscal, B. (1986). Análisis polínico de la turbera del Pico Sertal, de la Sierra de Peña Labra. Reconstrucción de la paleoflora y de la paleoclimatología durante el Holoceno en la zona oriental de la Cordillera Cantábrica. *Quaternary climate in western mediterranean*: 205-220.
- MATLAB (2010). *Version 7.10.0 (R2010a)*. Natick, Massachusetts: The MathWorks Inc.
- Mazier, F.; Galop, D.; Gaillard, M. J.; Rendu, C.; Cugny, C.; Legaz, A.; Buttler, A. (2009). Multidisciplinary approach to reconstructing local pastoral activities: An example from the Pyrenean Mountains (Pays Basque). *Holocene*. [doi:10.1177/0959683608098956](https://doi.org/10.1177/0959683608098956)
- Menéndez Amor, J.; Florschütz, F. (1963). Sur les éléments steppiques dans la végétation quaternaire de l'Espagne. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Geología)*, 61: 121-133.
- Moore, P.D.; Webb, J.A.; Collison, M.E. (1991). *Pollen analysis*. Oxford: Blackwell Scientific Publications.
- Muñoz-Sobrino, C.; Ramil-Rego, P.; Gómez-Orellana, L.; Ferreiro-da Costa, J.; Díaz Varela, R.A. (2009). Climatic and human effects on the post-glacial dynamics of *Fagus sylvatica* L. in NW Iberia. *Plant Ecology*, 203(2): 317-340. [doi:10.1007/s11258-008-9552-5](https://doi.org/10.1007/s11258-008-9552-5)
- Muñoz-Sobrino, C.; Ramil-Rego, P.; Gómez-Orellana, L.; Díaz Varela, R. (2005). Palynological data on major Holocene climatic events in NW Iberia. *Boreas*, 34: 1-20. [doi:10.1080/03009480510013006](https://doi.org/10.1080/03009480510013006)
- Peñalba Garmendia, M.C. (1989). *Dynamique de végétation tardiglaciaire et holocène du Centre-Nord de l'Espagne d'après l'analyse pollinique*.
- Peñalba, M.C. (1994). The History of the Holocene Vegetation in Northern Spain from Pollen Analysis. *Journal of Ecology*, 82(4): 815-832. [doi:10.2307/2261446](https://doi.org/10.2307/2261446)
- Pérez-Díaz, S.; López-Sáez, J. A.; Galop, D. (2015). Vegetation dynamics and human activity in the Western Pyrenean Region during the Holocene. *Quaternary International*, 364: 65-77. [doi:10.1016/j.quaint.2014.10.019](https://doi.org/10.1016/j.quaint.2014.10.019)
- Pérez-Díaz, S.; de la Fuente, S.; Frochoso, M.; González-Pellejero, R.; Allende Álvarez, F.; López-Sáez, J.A. (2016). Seis mil años de gestión y dinámica antrópica en el entorno del Parque Natural de los Collados del Asón (Cordillera Cantábrica Oriental). *Cuaternario y Geomorfología*, 30: 9. [doi:10.17735/cyg.v30i3-4.49677](https://doi.org/10.17735/cyg.v30i3-4.49677)

- Pérez-Díaz, S.; López-Sáez, J. A.; Pontevedra-Pombal, X.; Souto-Souto, M.; Galop, D. (2016). 8000 years of vegetation history in the northern Iberian Peninsula inferred from the palaeoenvironmental study of the Zalama ombrotrophic bog (Basque-Cantabrian Mountains, Spain). *Boreas*. doi:10.1111/bor.12182
- Pérez-Díaz, S.; López-Sáez, J.A.; Núñez de la Fuente, S.; Ruiz-Alonso, M. (2018). Early farmers, megalithic builders and the shaping of the cultural landscapes during the Holocene in Northern Iberian mountains. A palaeoenvironmental perspective. *Journal of Archaeological Science: Reports*.
- Pérez-Obiol, R.; Codron, J.; Pèlachs, A.; Pérez-Haase, A.; Soriano, J.M. (2016). Landscape dynamics and fire activity since 6740 cal yr BP in the Cantabrian region (La Molina peat bog, Puente Viesgo, Spain). *Quaternary Science Reviews*, 135:65-78. doi:10.1016/j.quascirev.2016.01.021
- R Core Team (2017). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. <https://www.r-project.org/>.
- Reille, M. (1992). Pollen et spores d'Europe et d'Afrique du Nord. Marseille: Laboratoire de Botanique historique et Palynologie. <http://books.google.com/books?id=mEZSAQAAIAAJ>
- Reimer, P.J.; Bard, E.; Bayliss, A.; Beck, J.W.; Blackwell, P.G.; Ramsey, C.B.; Buck, C.E.; Cheng, H.; Edwards, R.L.; Friedrich, M.; Grootes, P.M.; Guilderson, T.P.; Haflidason, H.; Hajdas, I.; Hatté, C.; Heaton, T.J.; Hoffmann, D.L.; Hogg, A.G.; Hughen, K.A.; Kaiser, K.F.; Kromer, B.; Manning, S.W.; Niu, M.; Reimer, R.W.; Richards, D.A.; Scott, E.M.; Southon, J.R.; Staff, R.A.; Turney, C.S.M.; van der Plicht, J.; (2013). IntCal13 and Marine13 Radiocarbon Age Calibration Curves 0–50,000 Years cal BP. *Radiocarbon*, 55(4): 1869-1887.
- Sadori, L.; Giardini, M. (2007). Charcoal analysis, a method to study vegetation and climate of the Holocene: The case of Lago di Pergusa (Sicily, Italy). *Geobios*, 40(2): 173-180. doi:10.1016/j.geobios.2006.04.002
- Sánchez-Morales, M.; Carracedo-Martín, V.; García-Codron, J.C; Cunill-Artigas, R.; Pèlachs-Mañosa, A.; Pérez-Obiol, R.; Soriano, J. M. (2018). Nuevos datos sobre el paisaje del fuego en Cantabria en el inicio del Holoceno. ¿Paisaje, clima y sociedad? *Bosque mediterráneo y humedales*, 2: 742-749.
- Sarrionandía, F.; Solé Pont, X.; Mediato Arribas, J. y Hernaiz Huerta, P.P. (2011). Memoria de la Hoja nº 83-IV (La Costana). Mapa Geológico de Cantabria E. 1:25.000 (MAGNA). IGME. http://info.igme.es/cartografiadigital/geologica/Cantabria25Hoja.aspx?Id=83_4&language=es
- Whitlock, C.; Bartlein, P. J. (2003). Holocene fire activity as a record of past environmental change. *Developments in Quaternary Science*, 1(C): 479-490. doi:10.1016/S1571-0866(03)01022-4
- Whitlock, C.; Larsen, C. (2001). Charcoal as a Fire Proxy. *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments*, 3: 75-97. doi:10.1007/0-306-47668-1_5
- Zapata, L.; Peña-Chocarro, L.; Pérez-Jordá, G.; Stika, H.P. (2004). Early Neolithic agriculture in the Iberian Peninsula. *Journal of World Prehistory*, 18: 283-325.

LOS JASPES DE LA FAJA PIRÍTICA IBÉRICA: ISLAS DE BIODIVERSIDAD VEGETAL

Fátima Rodríguez Estévez^{1,2}, Pablo J. Hidalgo² y Carmen Moreno¹

¹ Dpto. Ciencias de la Tierra. Facultad de Ciencias Experimentales. Universidad de Huelva.

² Dpto. Ciencias Integradas. Facultad de Ciencias Experimentales. Universidad de Huelva.

RESUMEN

Los jaspes son rocas que forman afloramientos muy característicos a modo de crestones o relieves en cuesta, dependiendo fundamentalmente de la estructura geológica del sustrato. Se ha realizado un muestreo de la vegetación en los principales afloramientos de jaspes manganesíferos de la Faja Pirítica Ibérica en la provincia de Huelva y se ha caracterizado la litología de las rocas que conforman el sustrato (jaspes y mineralizaciones de Fe y Mn). El estudio de la vegetación se ha llevado a cabo mediante la identificación de las especies características (método fitosociológico), y su correspondencia con el Anexo I de la Directiva de Hábitats, que recoge los tipos de Hábitats naturales de Interés Comunitario. Los resultados indican que estos afloramientos son capaces de albergar numerosas comunidades vegetales, habiendo sido identificadas hasta 8 distintas. La mayoría pertenece al Grupo 8 (tipos de hábitat rocosos y cuevas). Este extra de biodiversidad se ha mantenido a lo largo del tiempo gracias a la dureza extrema de este tipo de afloramientos, que da cobijo a muchas de estas comunidades casmofíticas, originando estas "islas de biodiversidad".

Palabras clave: Hábitats de Interés Comunitario, roquedos, rocas silíceas, comunidades vegetales casmofíticas, suroeste peninsular.

ABSTRACT

Jaspers are rocks arranged in characteristic outcrops of crested or hill reliefs, depending on the geological structure of the substrate in the main. Vegetation has been sampled in the main outcrops of manganese jaspers of the Iberian Pyrite Belt in the province of Huelva. The lithology of the rocks that make up the substrate (jasper and Fe and Mn mineralizations) has been characterized. The vegetation study has been carried out by identifying the characteristic species (phytosociological method), and their correspondence with Annex I of the Habitats Directive, which includes the types of natural Habitats of Community Interest. The results indicate that these outcrops are capable of housing many plant communities, having been identified up to 8 different. The majority belong to Group 8 (types of rocky habitats and caves). This extra biodiversity has been maintained over time thanks to the extreme hardness of this type of outcrops, which shelter many of these casmophitic communities, originating these "islands of biodiversity."

Keywords: Habitats of Community Interest, rocky areas, siliceous stones, casmophitic plant communities, southwestern peninsular.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Rodríguez Estévez, F.; Hidalgo, P.J.; Moreno, C. (2020). Los jaspes de la Faja Pirítica Ibérica: islas de biodiversidad vegetal. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 681-691.

1. INTRODUCCIÓN

Los roquedos se definen como acúmulos de bloques que conforman formaciones rocosas con vegetación que enraíza entre las oquedades y/o material detrítico (VV.AA., 2009). Se consideran Hábitats de Interés Comunitario (HIC) en su mayoría, y aparecen definidos como hábitats rocosos en el Anexo I en la Directiva de Hábitats (Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestre). Debido a su aislamiento y a la singularidad del sustrato, encierran una gran biodiversidad, y se clasifican según su formación o según la naturaleza de la roca que lo forma.

Estos roquedos están colonizados por comunidades vegetales, denominadas casmofíticas, compuestas por especies de restringida distribución y adaptadas a las condiciones especiales que le aportan estos sustratos rocosos. Se caracterizan por soportar condiciones extremas y ser muy resistentes, lo cual les permite crecer adaptándose a estos afloramientos, estableciéndose en suelos incipientes y oquedades de las rocas. Asimismo, estas comunidades vegetales y sus especies se ven condicionadas por factores microclimáticos, macroclimáticos y biogeográficos, que favorecen la endemidad, pese a su gran susceptibilidad frente a cualquier afección que dañe su hábitat.

Los jaspes son rocas sedimentarias de composición silíceas y precipitación química que suelen contener también cantidades variables de componentes detríticos. Pertenecen al grupo de los cherts, tienen un llamativo color rojo debido a la presencia de manganeso e hierro en su composición. Estas rocas sedimentarias proceden de la litificación de lodos silíceos o de la acumulación de partículas silíceas finas de origen orgánico. La fuente del sílice generalmente se relaciona con actividad hidrotermal en las cuencas sedimentarias. La precipitación de sílice también suele verse favorecida por la falta total, o proporcional, de carbonato cálcico en la cuenca (Boggs, 2009). Debido a su composición y textura, son rocas con gran resistencia a la erosión, tanto física como meteórica y originan relieves topográficos de tipo apalachense. Consecuentemente, los jaspes son una litología idónea para la formación de roquedos.

La Faja Pirítica Ibérica (FPI) es una de las mayores y más importantes provincias metalogénicas a nivel mundial por albergar abundantes yacimientos de sulfuros masivos y, en menor medida, otro tipo de mineralizaciones entre las que destacan las de manganeso (Leistel *et al.*, 1998). Su registro estratigráfico está compuesto por una gran variedad de rocas, de naturaleza y composición diversa, incluyendo los jaspes considerados en este estudio.

A pesar de la relevancia de los roquedos dentro de los HIC del grupo 8, no existen estudios específicos que enlacen los jaspes manganesíferos de la FPI y dichos hábitats. La cartografía disponible de dichos hábitats procede habitualmente de mapas de vegetación, cuyo detalle no suele incidir en este tipo de hábitats.

El objetivo que se pretende en este trabajo es contribuir al conocimiento de los roquedos silíceos conformados por los jaspes de la FPI y de las comunidades vegetales casmofíticas consideradas en el Anexo I de la Directiva de Hábitats.

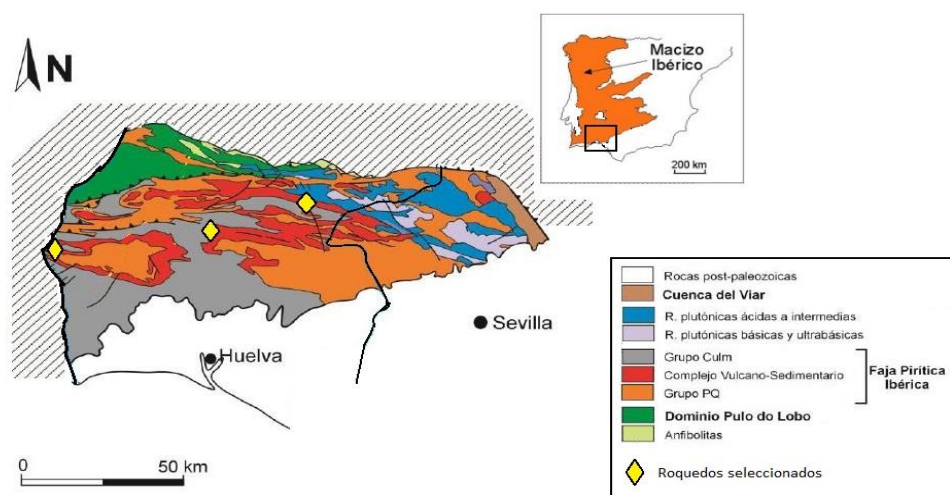
2. ÁREA DE ESTUDIO

Se han elegido tres roquedos localizados en la parte española de la FPI cuya distribución geográfica y geológica permite considerarlos representativos de todos los jaspes aflorantes en la región (Figura 1). El más occidental y meridional, situado en el municipio de El Granado (Huelva), aloja a la mina de manganeso de Santa Catalina. El roquedo de posición central, conocido como El Morante, también alojó diversas explotaciones de manganeso a lo largo del tiempo y se localiza a un kilómetro al este de la población de Calañas (Huelva). El roquedo más

oriental, localizado en el municipio de Almonaster La Real, aloja a la mina de La Joya o Soloviejo. Los jaspes afloran en forma de lentejones y en los tres casos aparecen asociados a un nivel de pizarras llamado “pizarras moradas”, considerado como un “nivel guía” desde el punto de vista cartográfico (Routhier *et al.*, 1980).

Figura 1. Mapa geológico de la Faja Pirítica Ibérica y localización de los roquedos de jaspe seleccionados para este estudio

Fuente: modificado de Castroviejo *et al.*, 2011.



3. PROCEDIMIENTO METODOLÓGICO

Con las muestras de roca tomadas en el campo se realizaron láminas delgadas y probetas pulidas para su posterior estudio al microscopio petrográfico (Nikon Eclipse, modelo LV100N POL Ci-POL), en el Laboratorio del Grupo de Investigación Tharsis de la Universidad de Huelva.

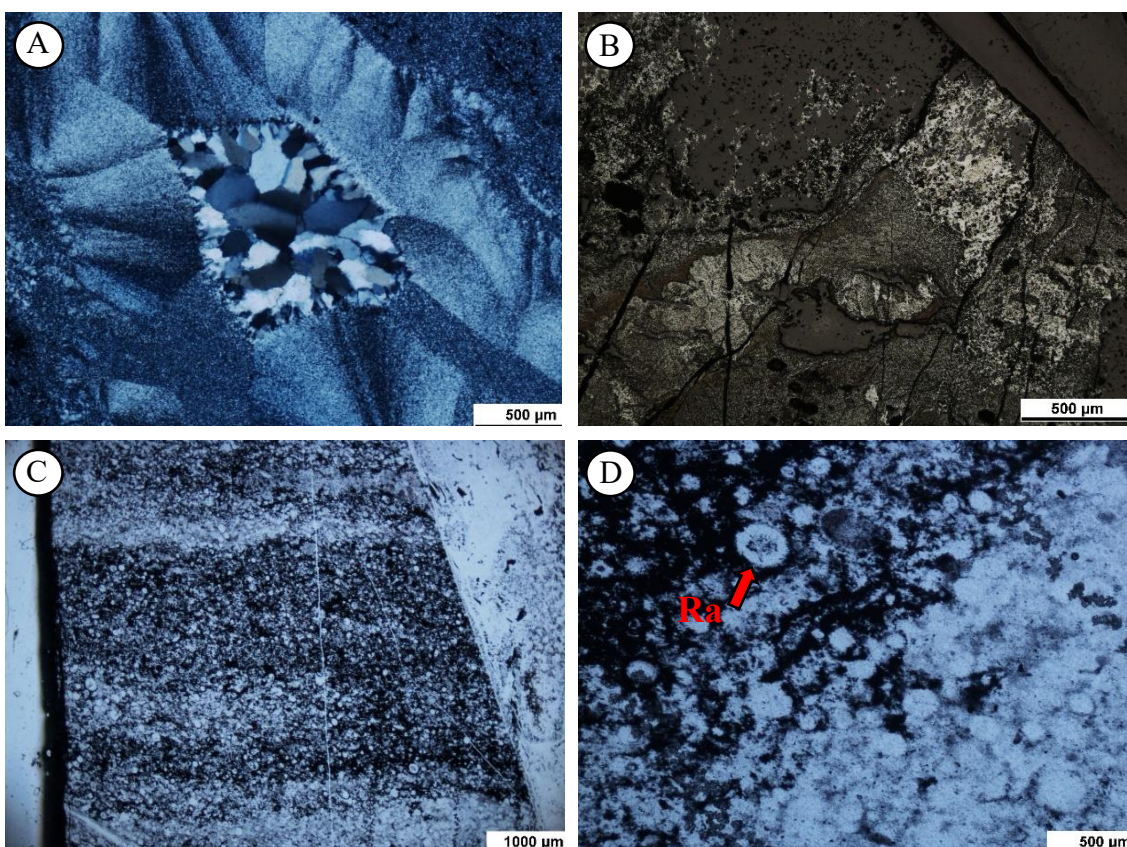
Para la identificación de la flora, se siguieron los diferentes libros publicados para el ámbito de estudio (Valdés *et al.*, 1987, Flora Ibérica, 2019). Con respecto a las asociaciones y hábitats, se hizo una correspondencia con la vegetación que figura en base a las especies características (Rivas-Martínez *et al.*, 2001, 2002, 2011; Mucina *et al.*, 2016). Estas comunidades vegetales se encuadraron en su correspondiente HIC utilizando los manuales publicados por la Unión Europea (European Commission, 2007) y su interpretación en España (Bartolomé, 2005; V.V.A.A., 2009) y Andalucía (Junta de Andalucía, 2013). Aunque no se han realizado inventarios fitosociológicos, la correspondencia entre la presencia de especies características y asociación fitosociológica correspondiente se ha usado con éxito en numerosos estudios (Sánchez-Almendro *et al.*, 2018).

4. RESULTADOS

Los jaspes de cada roquedo estudiado tienen composiciones mineralógicas semejantes y diferentes características texturales. Están compuestos principalmente de sílice y mineralización secundaria de hierro y manganeso con diferente patrón de distribución espacial. Lo más característico de las muestras de jaspe son los procesos de recristalización que se manifiestan con texturas distintas en función de cómo han penetrado y avanzado los fluidos por

el interior de la roca. Se aprecia una textura criptocristalina homogénea causada por la diseminación de los fluidos originales con geometrías coliformes donde los cristales son de cuarzo fibroso (Figura 2A). También son frecuentes las texturas en forma de geoda donde los cristales de cuarzo han crecido en forma de mosaico o “drusa” (Figura 2A), por la precipitación del fluido original tras quedarse atrapado en el interior de huecos. La mineralización secundaria está dominada por oxihidróxidos de hierro (hematites/goethita) y manganeso y se distribuye por fracturas, poros, cristales y cualquier rasgo primario que se haya disuelto con anterioridad. Aunque apenas se conservan rasgos litológicos primarios ni de los jaspes, ni de la mineralización primaria, ocasionalmente se observan algunos restos de carbonatos, concretamente siderita, procedentes de la mineralización primaria, parcial o totalmente reemplazados por los oxihidróxidos. Asimismo, se observan cristales originales de magnetita en los que se está produciendo el reemplazamiento, por los oxihidróxidos, en pequeñas fracturas del propio cristal. Respecto a los jaspes, Soloviejo es el único roquedo que mantiene algunas características sedimentarias del depósito original. Se trata de un jaspe que, aunque recristalizado y afectado por distintas etapas de hematización (Figura 2B), conserva laminaciones sedimentarias originales (Figura 2C) y fósiles de radiolarios y espículas de esponja (Figura 2D).

Figura 2. Fotografías al microscopio petrográfico de láminas delgadas y probetas pulidas



A: Cuarzo fibroso criptocristalino con una geoda/drusa de cristales de cuarzo en mosaico. B: Distintas etapas de hematización. C: Laminaciones originales. D: Jaspe de radiolarios (Ra: Radiolario)

La biodiversidad vegetal encontrada en los roquedos depende de factores ambientales muy diversos, como el grado de humedad, la orientación de la ladera (solana o umbría), las oquedades y fracturas y los microhábitats creados en ellas, la presencia o escasez de suelo pionero, la altitud, o tipo de litología entre otros. Se debe tener en cuenta que estos factores no se pueden tratar individualmente ya que, interactúan entre sí y son dependientes unos de otros, por lo que la diversa composición florística e, incluso, la presencia de endemismos va a depender del hábitat y las condiciones óptimas que se presenten para ello.

Muchas de las comunidades vegetales identificadas se recogen en el Anexo I de la Directiva de Hábitats, siendo clasificadas como HIC. Las comunidades vegetales estudiadas en los roquedos seleccionados pertenecen, en su mayoría, al Grupo 8 (Hábitats rocosos y cuevas), concretamente a los subgrupos 8220 y 8230, “Pendientes rocosas silíceas con vegetación casmofítica” y “Roquedos silíceos con vegetación pionera del *Sedo* - *Scleranthion* o del *Sedo albi* - *Veronicion dillenii*” respectivamente. Solo una pertenece al Grupo 6 (Formaciones herbosas naturales y seminaturales), más propio de pastizales, pero que puntualmente aparece en taludes rocosos de pendientes pronunciadas. Pertenecen, según la Junta de Andalucía (2013), a un HIC prioritario dentro del subgrupo 6220, Pastizales vivaces neutro-basófilos mediterráneos (*Lygeo-Stipetea*).

En la tabla 1 se muestran las comunidades vegetales detectadas en los tres roquedos estudiados y su correspondencia con el HIC del Anexo I. Una comunidad no tiene correspondencia, por lo que no se consideran HIC. Concretamente, la comunidad de *Phagnalo saxatilis-Rumicetum indurati*. En total se localizaron diez comunidades vegetales, nueve de ellas HIC.

Tabla 1. Total de comunidades vegetales detectadas

Comunidades vegetales	HIC	Subgrupo
<i>Asplenio billotii-Cheilanthesetum hispanicae</i>	Sí	8220
<i>Asplenio billotii-Cheilanthesetum tinaei</i>	Sí	8220
<i>Cheilanto maderensis-Cosentinetum velleae</i>	Sí	8220
<i>Dauco criniti-Hyparrhenietum sinaicae</i>	Sí	*6220_1
<i>Jasione marianae-Dianthesetum lusitani</i>	Sí	8220
<i>Phagnalo saxatilis-Rumicetum indurati</i>	No	-
<i>Sedetum caespitoso-arenarii</i>	Sí	8230
<i>Selaginello denticulatae-Anogrammetum leptophyllae</i>	Sí	8220

En los roquedos de jaspes estudiados, no se han observado todas las comunidades vegetales en todas las zonas estudiadas (Tabla 2). El de El Morante fue el más rico en comunidades vegetales, con hasta seis comunidades mientras que el de La Joya o Soloviejo, tan solo albergaba tres comunidades.

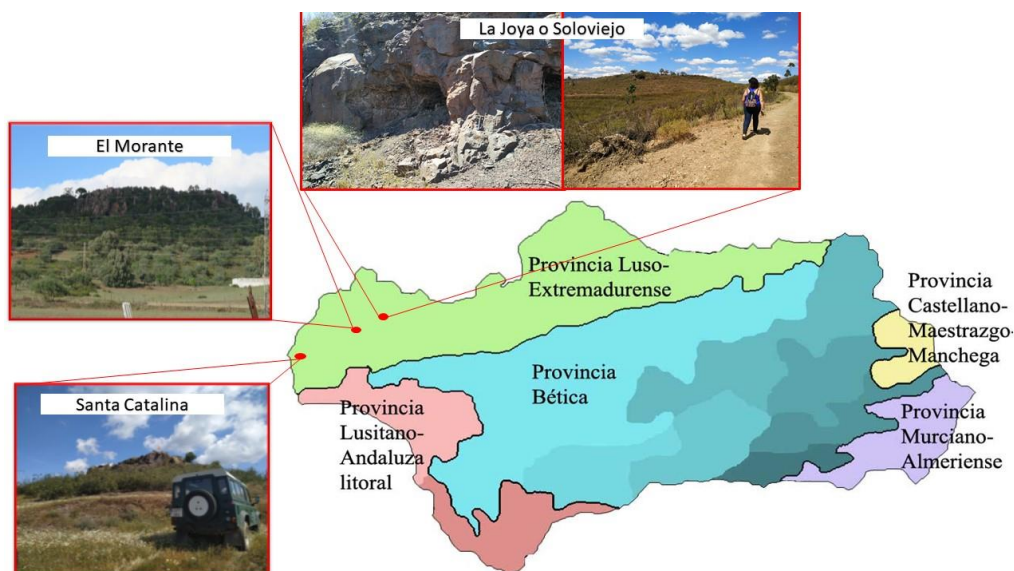
Las comunidades estudiadas y encontradas en los roquedos seleccionados, se encuentran en la provincia Luso-Extremadureña según la distribución por provincias biogeográficas (Figura 3). Esta provincia comprende las cuencas del Tajo y Guadiana, predominando en ella los afloramientos hercínicos, y un uso predominantemente de pastizales y dehesas. Esta distribución nos ha permitido reconocer las comunidades vegetales descritas para el territorio.

Tabla 2. Comunidades vegetales y sus respectivas especies encontradas en los roquedos de jaspe estudiados

Roquedo	Nº	Comunidades vegetales	Especies características
Santa Catalina	6	<ul style="list-style-type: none"> - <i>Phagnalo saxatilis-Rumicetum indurati</i>. - <i>Dauco criniti-Hyparrhenietum sinaicae</i>. - <i>Cheilanto maderensis-Cosentinetum velleae</i>. - <i>Sedetum caespitoso-arenarii</i>. - <i>Asplenio billotii-Cheilanthes tinaii</i>. - <i>Selaginello denticulatae-Anogrammetum leptophyllae</i>. 	<ul style="list-style-type: none"> - <i>Rumex induratus</i> - <i>Phagnalon saxatile</i> - <i>Hyparrhenia hirta</i> - <i>Consetina vellea</i> - <i>Sedum caespitosum</i> - <i>Cheilanthes tinaii</i> - <i>Anogramma leptophylla</i> - <i>Asplenium billoti</i>
El Morante	6	<ul style="list-style-type: none"> - <i>Phagnalo saxatilis-Rumicetum indurati</i>. - <i>Asplenio billotii-Cheilanthes tinaii</i>. - <i>Asplenio billotii-Cheilanthes hispanicae</i>. - <i>Dauco criniti-Hyparrhenietum sinaicae</i>. - <i>Selaginello denticulatae-Anogrammetum leptophyllae</i>. - <i>Jasione marianae-Dianthetum lusitanici</i>. 	<ul style="list-style-type: none"> - <i>Phagnalon saxatile</i> - <i>Cheilanthes hispanica</i> - <i>Cheilanthes tinaii</i> - <i>Dianthus lusitanus</i> - <i>Hyparrhenia hirta</i> - <i>Anogramma leptophylla</i> - <i>Asplenium billoti</i>
La Joya o Soloviejo	3	<ul style="list-style-type: none"> - <i>Phagnalo saxatilis-Rumicetum indurati</i>. - <i>Cheilanto maderensis-Cosentinetum velleae</i>. - <i>Asplenio billotii-Cheilanthes hispanicae</i>. 	<ul style="list-style-type: none"> - <i>Consetina vellea</i> - <i>Cheilanthes hispanica</i> - <i>Rumex induratas</i>

Figura 3. Correspondencia de los inventarios florísticos con las provincias biogeográficas de Andalucía

Fuente: Gifexm, 2010 (mapa); F. Rodríguez (fotos)



Las comunidades de *Asplenio billotii-Cheilanthes tinaii* y *Asplenio billotii-Cheilanthes hispanicae* (HIC 8220), se caracterizan por estar compuestas respectivamente por las especies *Asplenium billotii* y *Cheilanthes hispanica*, y *A. billotii* y *C. tinaii*. Son helechos con tendencias diferentes a la insolación y no se suelen encontrar creciendo juntos: *A. billotii* (Fotografía 1) es esciófila por lo que se encuentra en zonas de umbría y con mayor humedad, mientras que *C. hispanica* (Fotografía 2) y *C. tinaii* son heliófilas y tienden a

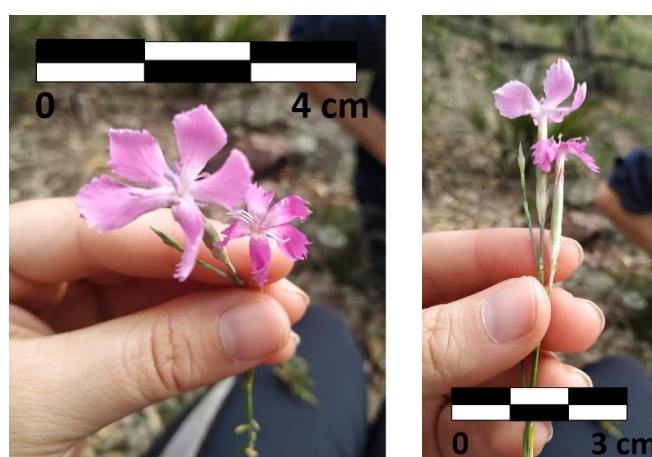
encontrarse en zonas de solana. Habitan en grietas y fisuras amplias y granulosas con suelo ácido incipiente, de material pizarroso o esquistoso (Fernández Areces *et al.*, 1987).

Fotografía 1. *Asplenium billoti* (izquierda), *Cheilanthes hispánica* (centro) y detalle del fronde (derecha)



La comunidad de *Jasiono marianae-Dianthetum lusitani* (HIC 8220) está compuesta por especies que se encuentran en las fisuras de los roquedos, estando formada por especies pioneras que lo coloniza (Mateo, 1996). Se caracteriza por presentar la especie *Dianthus lusitanicus* (Fotografía 2), conocida como clavel de Portugal, y habita en oquedades y zonas húmedas, en laderas de sombría ya que es una especie esciófila. Existen otras comunidades donde podría encuadrarse la presencia de *Dianthus lusitanicus* aunque después de una profunda revisión, la que más encaja en la zona de estudio es la que hemos propuesto.

Fotografía 2. *Dianthus lusitanicus*



La comunidad *Cheilantho maderensis-Cosentinetum velleae* (HIC 8220) está caracterizada por las especies *Cosentinia vellea* (Fotografía 3) y *Cheilanthes maderensis*. La primera es heliófila por lo que se encuentra en las laderas más secas y solanas sobre suelos pedregosos y grietas. La segunda se encuentra en las fisuras y grietas más húmedas y sombrías de los roquedos y en las paredes más verticales ya que es una especie esciófila (Cabezudo *et al.*, 2009).

Fotografía 3. *Consentinia vellea*



La asociación *Sedetum caespitoso-arenarii* (HIC 8230) es una comunidad pionera y de desarrollo fugaz, formada por *Sedum caespitosum* (Fotografía 4) y *Sedum arenarium*. Forman micropastos anuales sobre suelos esqueléticos y rocosos, principalmente de origen granítico. Son plantas crasifolias pequeñas y rojizas, de hasta 7 cm de altura (Cabezudo *et al.*, 2009).

Fotografía 4. *Sedum caespitosum*



La comunidad *Selaginello denticulatae-Anogrammetum leptophyllae* (HIC 8220) está formada por helechos de las especies *Anogramma leptophylla* (Fotografía 5) y *Selaginella denticulata*. Se encuentran en laderas sombrías y muy húmedas, en grietas con suelo incipiente donde crecer. Presentan una elevada cobertura y habita en sustratos ácidos (Cabezudo *et al.*, 2009).

Fotografía 5. *Anogramma leptophylla*



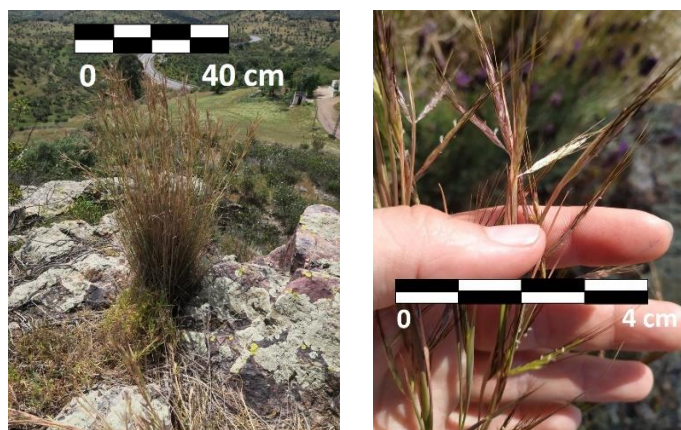
La comunidad de *Phagnalo saxatilis-Rumicetum indurati* (No HIC) está compuesta principalmente por *Rumex induratus* y *Phagnalon saxatile* (Fotografía 6) (Nieto y De La Fuente, 2011). Son plantas perennes que habitan en roquedos y suelos secos incipientes y terrosos, entre rocas sueltas. Presentan una altura y porte pequeños. Abundan en presencia de aguas ácidas de escorrentías superficiales ya que son subnitrófilas (Cabezudo *et al.*, 2009).

Fotografía 6. *Phagnalon saxatile* (izquierda) y *Rumex induratus* (derecha)



La comunidad de *Dauco criniti-Hyparrhenietum sinaicae* (6220_1) está compuesta principalmente por la especie *Hyparrhenia hirta* (*H. sinaica*) (Fotografía 7), formando un pastizal denso. Puede ser de sustratos básicos o silicícolas (Rivas-Martínez, 1987). Se suele encontrar en las laderas de solana y con mayor pendiente. Necesita suelos incipientes y jóvenes para su desarrollo, como los encontrados entre las grietas, habitualmente con una textura gruesa.

Fotografía 7. *Hyparrhenia sinaica* (*H. hirta*)



5. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El comportamiento físico del jaspe frente a los procesos externos permanece aparentemente inalterado ya que mantiene gran resistencia y capacidad para originar relieves que destacan en el paisaje. No obstante, el análisis detallado de los jaspes de la FPI y de sus mineralizaciones de Fe y Mn ha permitido conocer diferentes grados de alteración causada por la circulación de fluidos externos e internos en la propia roca. Estas observaciones evidencian que los jaspes presentan gran porosidad a pesar de su apariencia masiva, y que esta varió durante los procesos de recristalización y mineralización secundaria. Asimismo, cabe destacar que son las zonas más

porosas en las que crece y habita la mayor abundancia de comunidades vegetales y vegetación. Las zonas con mayores discontinuidades y fracturas son las que se encuentran más mineralizadas ya que en ellas es donde se ha concentrado mayor abundancia de mineralización secundaria, considerando así el afloramiento del Morante como menos resistente a la erosión, seguido por los de Santa Catalina y Soloviejo respectivamente.

El mayor número de comunidades vegetales encontradas se ha producido en el roquedo de El Morante, constatando los datos de que éste es el roquedo de mayor porosidad y menor resistencia, seguido por Santa Catalina y Soloviejo respectivamente. La litología elegida, los jaspes, y sus características mineralógicas presentan una relación significativa con la cantidad de comunidades vegetales encontradas en ellos, lo cual se debe a las características de porosidad y erosión de estos. Esto indica que, a mayor porosidad y menor resistencia a la erosión, la presencia de comunidades vegetales aumenta y otros tipos de vegetación es mayor que en el caso de una menor porosidad y mayor resistencia. Estas características de porosidad y resistencia a la erosión se asocian a la mineralización secundaria y la recristalización sufrida por la roca, aunque se desconoce por qué en el caso de Soloviejo se conservan las características sedimentarias originales mientras que se han perdido en Santa Catalina y El Morante.

REFERENCIAS

- Bartolomé, C.; Álvarez Jiménez, J.; Vaquero, J.; Costa, M.; Casermeiro, M.A.; Giraldo, J.; Zamora, J. (2005). *Los tipos de hábitat de interés comunitario de España. Guía Básica*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General para la Biodiversidad.
- Boggs, J.R. (2009) *Petrology of sedimentary rocks*. Cambridge University Press.
- Cabezudo, B.; Blanca, G.; Cueto, M.; Fernández, C.L.; Morales, C.T. (2009) *Flora vascular de Andalucía oriental*. Sevilla: Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente. Tomos I, II, III, IV.
- European Commission (2007). *Interpretation Manual of European Union Habitats, EUR 27*. Brussels: European Commission. http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/2007_07_im.pdf
- Fernández Areces, M.P.; Pérez-Carro, F.J.; Díaz González, T.E. (1987). Estudio del Cheilanthion hispanicae Rivas Goday 1955 em. Sáenz de Rivas & Rivas-Martínez 1979 y comunidades afines, en el sector Orensano-Sanabriense (Provincia Carpetano-Ibérico-Leonesa). *Lazaroa*, 7: 207-220.
- Flora Ibérica (2019). *Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Madrid: CSIC, Real Jardín Botánico. www.floraiberica.org
- Gifex (2010). *Provincias corológicas de Andalucía*. Gifex, Mapas. https://www.gifex.com/fullsize/2010-07-07-11816/Provincias_corologicas_de_Andalucia.html
- Junta de Andalucía (2013). *Los HICs de Andalucía (Hábitats terrestres). Caracterización ecológica y distribución*. REDIAM. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio.
- Leistel, J.M.; Marcoux, E.; Thiéblemont, D.; Quesada, C.; Sánchez, A.; Almodóvar, G.R.; Pascual, E.; Sáez, R. (1998) The volcanic-hosted massive sulphide deposits of the Iberian Pyrite Belt. Review and preface to the Thematic Issue. *Mineralium Deposita*, 33(1): 2-30.
- Mateo, G. (1996). Sobre la vegetación de los roquedos silíceos de las partes centrales del Sistema Ibérico. *Flora Montiberica*, 2: 28-31.
- Mucina, L.; Bültmann, H.; Dierßen, K.; Theurillat, J.; Raus, T.; Čarni, A.; Šumberová, K.; Willner, W.; Dengler, J.; García, R.G.; et al. (2016). Vegetation of Europe: Hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. *Appl. Veg. Sci.*, 19 (1): 3-264.
- Nieto, L.R.; De La Fuente, V. (2011) Vegetación herbácea vivaz de la cuenca del río Tinto (Huelva, España). *Lazaroa*, 32: 73-89.
- Rivas-Martínez, S. (1987). *Memoria del mapa de series de vegetación de España [escala] 1: 400.000*. Madrid: ICONA.



- Rivas-Martínez, S.; Fernández González, F.; Loidi Arregui, J.J.; Fernandes Lousã, M.; Penas Merino, A. (2001). Sintaxonomical checklist of vascular plant communities of Spain and Portugal to association level. *Itinera geobotanica*, 14: 5-341.
- Rivas-Martínez, S. (2002). Vascular plant communities of Spain and Portugal (addenda to the syntaxonomical checklist of 2001 (part II). *Itinera Geobotanica*, 15: 433-922.
- Rivas-Martínez, S.; Penas, A.; Díaz, T.E.G.; Ladero Álvarez, M.; Asensi Marfil, A.; Díez Garretas, B.; Molero Mesa, J.; Valle Tendero, F.; Cano, E.; Costa Talens, M.; López, M.L.; Fernández Prieto, J.A.; Llorens, L.; del Arco, M.; Pérez de Paz, P.L.; Wildpret de la Torre, W.; Sánchez Mata, D.; Fernández, F.; Masalles Raurell, R.; Ladero Fernández, M.; Izco Sevillano, J.; Amigo, J.; Loidi Arregui, J.; Alcaraz Ariza, F.; del Río, S.; Herrero, L. (2011). Mapa de series, geoseries y geopermaseries de vegetación de España. Asociación Española de Fitosociología (AEFA). *Itinera Geobotánica*, 18: 425-800.
- Routhier, P.; Aye, F.; Boyer, C.; Lecolle, M.; Moliere, P.; Picot, P.; Roger, G. (1980). La ceinture sudibérique a amas sulfures dans la partie espagnole. Tableau géologique et métallogénique. Synthèse sur le type amas sulfures volcano-sédimentaires. *Mem. Bur. Rech. Geol. Min.*, 94.
- Sánchez-Almendro, A.; Hidalgo, P.J.; Galán, R.; Carrasco, J.M.; López-Tirado, J. (2018). Assessment and Monitoring Protocols to Guarantee the Maintenance of Biodiversity in Certified Forests: A Case Study for FSC (Forest Stewardship Council) Forests in Southwestern Spain. *Forests*, 9(11): 705.
- Valdés, B.; Talavera, S.; Fernández-Galiano, E. (Eds.) (1987). *Flora vascular de Andalucía occidental*. Ketres.
- VV.AA. (2009). *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

CONSERVACIÓN, GESTIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD
XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía
Santander (Cantabria), 22-25 junio de 2020



DISTRIBUCIÓN ALTITUDINAL DE CONÍFERAS EN BOSQUES COMUNITARIOS EN LA SIERRA JUÁREZ (OAXACA, MÉXICO)

Irma Trejo

Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. itrejo@gmail.com

RESUMEN

Los bosques constituyen uno de los recursos naturales más valiosos que proporcionan servicios ecosistémicos tanto a nivel local como global y procesos como la deforestación y el deterioro hacen evidente la importancia de la conservación y manejo apropiado. La Sierra Juárez, Oaxaca, en el sur de México, tiene un relieve muy accidentado y la altitud juega un papel fundamental en el establecimiento de las especies. El régimen de propiedad de la tierra es comunitario, con población indígena comprometida con la protección del bosque. El objetivo es conocer las preferencias en la distribución altitudinal de las especies de coníferas a lo largo de un gradiente altitudinal que va de 1.900 a 3.250 m s.n.m. en una distancia de 15 km. Para analizar las características estructurales, composición florística y diversidad del componente arbóreo se hicieron muestreos a diferente altitud, en parcelas de 1.000 m². Se censaron todos los individuos con dap \geq 2,5 cm, se registró el dap, la altura y la especie. Se calcularon los parámetros estructurales y de diversidad. Se encontraron 13 especies de coníferas que se distribuyen diferencialmente en el gradiente. La altura del bosque supera los 40 m en algunos sitios. Es evidente la preferencia de las especies por determinadas condiciones ambientales y resulta en una diversidad de asociaciones a lo largo del gradiente. Las características de estos bosques resaltan la importancia de su conservación y el papel que juegan las comunidades que los protegen.

Palabras clave: *Pinus*, preferencias ambientales, distribución.

ABSTRACT

Forests constitute one of the most valuable natural resources of the world. Forest provide ecosystem services at locally and globally level. Processes such as deforestation and deterioration make the importance of conservation and proper management evident. The Sierra Juarez, Oaxaca, in southern Mexico, has a very rugged relief and the altitude plays a fundamental role in the establishment of the species. The land ownership regime is communal, with an indigenous population committed to the protection of the forest. The objective is to know the preferences in the altitudinal distribution of coniferous species along an altitudinal gradient ranging from 1.900 to 3.250 m s.n.m., over 15 km. To analyze the structural characteristics, floristic composition and diversity of the tree component, samples in plots of 1.000 m² were establishment at a different altitude. All individuals with dap \geq 2.5 cm were censored, dap, height and species were recorded. Structural and diversity parameters were calculated. We found 13 species of conifers that are distributed differentially in the gradient. The height of the forest exceeds 40 m in some places. The preference of species for certain environmental conditions is evident and results in a variety of associations throughout the gradient. The characteristics of these forests highlight the importance of their conservation and the role that the communities play in its protection is evident.

Keywords: *Pinus*, environmental preferences, distribution.

Cómo citar este artículo / How to cite this paper:

Trejo, I. (2020). Distribución altitudinal de coníferas en bosques comunitarios en la Sierra Juárez (Oaxaca, México). Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 693-700.

1. INTRODUCCIÓN

Conocer qué factores influyen en la distribución de los organismos en la Tierra es uno de los interrogantes y tópicos de interés en la Biogeografía (Sanders y Rahbek, 2012). Una de las variables con las cuales se identifican los cambios en las condiciones ambientales es la altitud, por lo que el uso de gradientes altitudinales es de gran utilidad para analizar las respuestas de la biota al cambio ambiental. Si las diferencias altitudinales se dan en distancias cortas, como en los sistemas montañosos, las variaciones en clima y vegetación probablemente sean más fácilmente observables en estos espacios (Liao *et al.*, 2014).

Los efectos en la biodiversidad, a lo largo de los gradientes de elevación, muestran variaciones en patrones que dependen del grupo en estudio, así como de la ubicación geográfica del gradiente mismo (Grytnes y Beaman, 2006). Existen estudios que han documentado los patrones relacionados con los cambios en altitud y la variación en la riqueza de especies, la diversidad y las condiciones ambientales como los de Salas-Morales y Meave (2012); Sanders y Rahbek (2012); Toledo-Garibaldi y Williams-Linera (2014), en donde se proponen diferentes hipótesis para explicar qué factores subyacen a la variación de los organismos en un gradiente. Interpretaciones biogeográficas, el clima, la heterogeneidad ambiental, geológica, la historia climática, restricciones especiales, productividad o características del suelo (Latham y Ricklefs, 1993; Li y Feng, 2015; Sanders, 2002; Wang *et al.*, 2009), son elementos que han sido considerados para tratar de explicar las diferencias en la distribución.

El clima es uno de los factores que delimitan la distribución de las plantas, ya que cada especie requiere de ciertas condiciones de temperatura, humedad y luz para germinar, crecer, florecer y fructificar. Cuando los factores climáticos, específicamente la temperatura y la precipitación, exceden el grado de tolerancia de una determinada especie, ésta no puede llevar a cabo su ciclo de vida de manera óptima, esto se debe a que cada especie tiene un intervalo de tolerancia a diversos factores ambientales (Walther *et al.*, 2002).

Conocer las condiciones actuales en las que se distribuyen las especies, brinda información importante para identificar espacialmente las áreas que contienen las características ambientales que éstas requieren. Si bien las especies tienen capacidad de cambiar y adaptarse, la presencia de las poblaciones en ciertas condiciones, son un indicador de sus preferencias y requerimientos.

Oaxaca es el estado que posee la mayor riqueza florística de México, con alrededor de 10.000 especies de plantas vasculares (García-Mendoza y Meave, 2011), es el tercer estado con mayor área boscosa. El bosque templado (dominado especies de coníferas y latifoliadas de afinidad boreal (Rzedowski, 1991), se distingue por su alto número de elementos paleoendémicos (Lorence y García, 1989). Contiene una alta riqueza de especies de pinos, de los que se han registrado 17 especies (García-Mendoza y Meave, 2011) así como 51 especies de encinos (*Quercus*), por lo que es una de las áreas con mayor diversidad de ambos géneros (Valencia, 2004). Son bosques altamente diversos y en consecuencia estructuralmente complejos.

En particular, la Sierra de Juárez, ubicada al noroeste del estado, es reconocida como uno de los centros de diversidad a nivel mundial y es un área prioritaria para la conservación (Arriaga *et al.*, 2000). La región se encuentra bajo el régimen de propiedad social (comunal) en donde las decisiones se toman colectivamente. En la mayoría de los asuntos relacionados con el manejo de los recursos, las estructuras de gobernabilidad comunitaria han probado ser efectivas, resolviendo de manera eficiente asuntos tales como la definición de reglas para tener acceso a los recursos forestales (Chapela, 2007).

El objetivo de este estudio es conocer cuáles son las especies de coníferas que conforman los bosques que se establecen en un gradiente altitudinal y explorar si muestran preferencias de distribución.

2. ZONA DE ESTUDIO

El área se localiza en el noreste del estado de Oaxaca, en la Sierra Norte, reconocida localmente como Sierra Juárez, donde las partes altas constituyen la cabecera de la cuenca del río Papaloapan. Tiene un relieve muy accidentado conformado por formaciones montañosas con altitudes que rebasan los 3.250 m s.n.m., que drenan en una complicada red de arroyos y ríos sobre laderas con pendientes muy pronunciadas y asentadas en diversas condiciones geológicas y edáficas.

La cobertura vegetal está conformada por bosques dominados por coníferas en las partes altas y bosques mixtos donde se combinan distintas especies de pinos y encinos, para formar comunidades que incluyen también a otras latifoliadas, hasta encontrar encinares en las altitudes menores consideradas en este trabajo. Los árboles pueden alcanzar estaturas de hasta 50 m y alrededor de 20 m en los bosques de las partes bajas. Las condiciones climáticas se definen como templadas subhúmedas con lluvias de verano (en distintas variantes), de acuerdo a la clasificación de *Köppen* modificada por García (2004).

El estudio se realizó en los territorios de dos comunidades de origen indígena (zapoteca) Santa María Yavesía y Santa Catarina Lachatao que, en conjunto, abarcan alrededor de 15.000 ha (Mapa 1). En general el bosque se encuentra en buenas condiciones de conservación (mayormente en Yavesía) y en algunos sitios se aprecia el efecto del aprovechamiento forestal que ya ha sido abandonado, debido a la propuesta de protección que mantienen ambas comunidades.

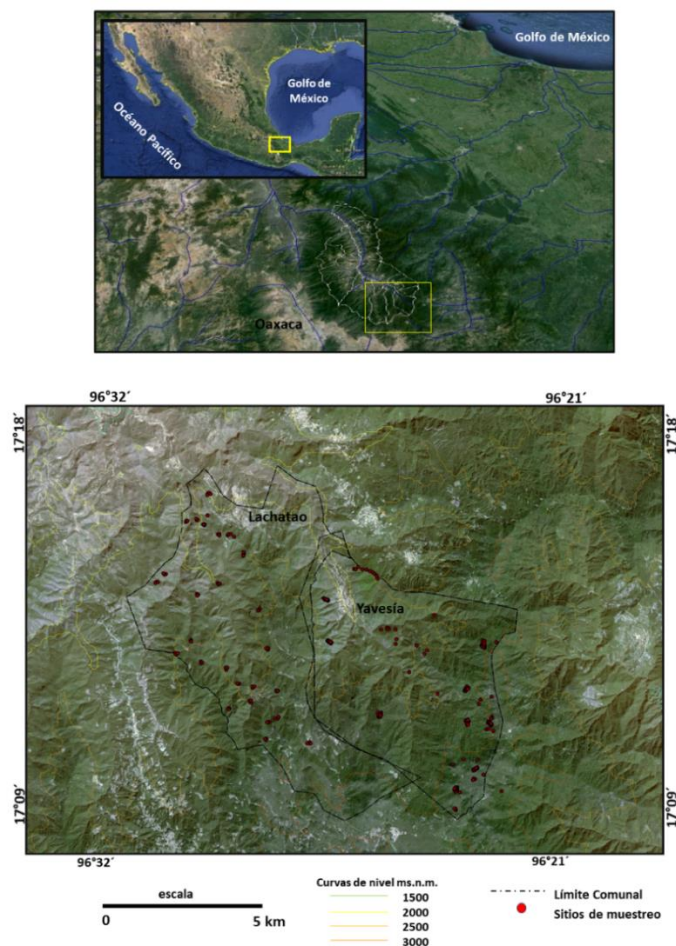
3. MUESTREO Y ANÁLISIS

Se hicieron 220 muestras de vegetación que se ubicaron en diferentes altitudes (Mapa 1), con el sitio más alto a 3.276 m s.n.m. y el más bajo a 1.921 m s.n.m. En cada sitio se establecieron muestras circulares con una superficie de 1.000 m² en donde se censaron todos los individuos leñosos con diámetros normalizados (dap) $\geq 2,5$ cm. Se registró el dap, la altura y la especie de cada individuo. La identificación de las especies se hizo con la colecta herborizada, su revisión en el MEXU y con la consulta de taxónomos expertos en el grupo.

Con los datos obtenidos se calcularon los parámetros estructurales como la densidad, cobertura y frecuencia de las especies encontradas. Los sitios se agruparon de acuerdo con su ubicación altitudinal, con divisiones cada 100 m. Para cada categoría de altitud, se calcularon los promedios de densidad y área basal de las especies encontradas en los sitios que quedaron incluidos en cada una de ellas, así como el valor de importancia (suma de densidad, dominancia y frecuencia relativa de cada especie). Se obtuvo la densidad y el área basal relativa de cada especie de conífera que forma parte de la estructura del bosque, con respecto al total de la composición de especies que se encontraron en cada muestreo para identificar su distribución altitudinal.

Se analizaron los datos de las estaciones meteorológicas propias, instaladas en la zona; para describir las condiciones climáticas.

Mapa 1. Localización de la Sierra Juárez y las comunidades de Santa María Yavesía y Santa Catarina Lachatao en el estado de Oaxaca, México



Los puntos representan los sitios de muestreo utilizados en este trabajo.

4. RESULTADOS

Los datos de las estaciones meteorológicas muestran que hay una relación de las variables climáticas con la altitud. La temperatura media anual a los 3.200 m s.n.m. es de 8,9°C y de 15,8°C a los 2.000 m s.n.m. Los promedios de temperaturas máximas y mínimas son de 13,5°C y 5,6°C arriba y de 23,4°C y 9,5°C en la parte baja. La lluvia también, en este caso se relaciona con la altitud, ya que en la parte alta en promedio se precipitan 1.350 mm en el año y desciende la lluvia en altitudes bajas con un promedio menor a los 800 mm. Hay una estación lluviosa que inicia a mediados de mayo y se extiende hasta octubre. Las temperaturas más bajas se registran en enero con promedios de 5,6°C y 9,5°C y máximas de 13,4°C y 23,5°C respectivamente en las partes altas y bajas. Es común que en los sitios de mayor altitud se registren temperaturas por debajo de 0°C en los meses fríos, con registros de días con heladas.

Con la agrupación en tres grupos de especies: Coníferas (*Pinus* y *Abies*), Encinos (*Quercus*) y otras latifoliadas (incluye diferentes géneros) (Tabla 1), se observa que la composición de las comunidades cambia y por encima de los 3.000 m s.n.m. las coníferas son dominantes, conformando bosques de *Abies hickelli*, y de *Pinus hartwegii*. Entre los 2.500 m s.n.m. y 2.900

m s.n.m. se encuentran los bosques mixtos con valores más altos para las coníferas, diferente a como se presentan entre los 2.100 m s.n.m. y 2.400 m s.n.m., donde el valor de importancia de los encinos se incrementa, hasta llegar a las partes bajas en donde dominan el bosque.

Tabla 1. Valor de importancia de la agrupación de especies a lo largo del gradiente altitudinal (en m s.n.m.)

	1900	2000	2100	2200	2300	2400	2500	2600	2700	2800	2900	3000	3100	3200
Coníferas	7.4	31.4	44.7	22.3	38.7	38.0	47.0	44.6	40.2	41.3	42.3	50.5	62.8	82.7
<i>Quercus</i>	70.2	50.2	35.4	53.5	37.4	43.4	30.2	32.7	34.8	36.2	29.3	23.5	6.1	1.6
Otras latifoliadas	4.3	3.8	9.8	8.3	8.8	12.9	15.8	15.7	15.4	15.5	9.1	9.9	13.7	10.0

Se observan los bosques dominados por coníferas, los bosques mixtos y los dominados por los encinos

Se encontraron 13 especies de coníferas, 12 que corresponden al género *Pinus* y una del género *Abies*. Hay una distribución diferencial en las especies en el gradiente altitudinal. Algunas ocupan un ámbito mayor como *Pinus patula* que se encuentra desde los 2.100 m s.n.m. hasta las partes más altas. Especies como *Abies hickelii* y *P. hartwegii*, aun cuando se pueden registrar desde los 2.600 m s.n.m., es clara su preferencia por las mayores altitudes, como se ve por la mayor densidad y área basal que ocupan en esos sitios. Un comportamiento similar lo presenta *P. ayacahuite* (Tabla 2).

Tabla 2. Distribución altitudinal (en m s.n.m.) de coníferas registradas en la zona de estudio

Especie	1900	2000	2100	2200	2300	2400	2500	2600	2700	2800	2900	3000	3100	3200
<i>Pinus hartwegii</i>								0.54	6.01	2.82	0.22	6.16	11.98	52.57
								<i>3.83</i>	<i>12.51</i>	<i>7.96</i>	<i>0.18</i>	<i>16.26</i>	<i>21.68</i>	<i>46.76</i>
<i>Abies hickelii</i>								0.06	0.83	1.07	12.17	24.16	57.29	40.63
								<i>0.09</i>	<i>0.68</i>	<i>3.34</i>	<i>19.22</i>	<i>24.83</i>	<i>46.97</i>	<i>41.61</i>
<i>Pinus ayacahuite</i>								1.13	4.09	1.24	13.19	12.12	3.31	1.07
								<i>1.17</i>	<i>3.21</i>	<i>2.16</i>	<i>28.49</i>	<i>23.02</i>	<i>14.28</i>	<i>3.76</i>
<i>Pinus patula</i> var. <i>longipedunculata</i>			0.11	0.34	1.74	11.97	20.22	34.12	13.01	21.98	10.44	3.21	1.34	0.27
			<i>0.47</i>	<i>0.06</i>	<i>5.02</i>	<i>11.79</i>	<i>17.03</i>	<i>25.54</i>	<i>20.22</i>	<i>24.22</i>	<i>13.03</i>	<i>3.81</i>	<i>2.00</i>	<i>1.20</i>
<i>Pinus montezumae</i>								0.92	4.04	1.20	0.00	0.40		
								<i>1.01</i>	<i>6.44</i>	<i>1.83</i>	<i>0.00</i>	<i>1.06</i>		
<i>Pinus pseudostrobus</i>				0.65		1.12		0.69	0.67	3.12	1.28	0.27		
				<i>0.68</i>		<i>1.60</i>		<i>3.43</i>	<i>2.63</i>	<i>9.73</i>	<i>3.88</i>	<i>1.22</i>		
<i>Pinus aff herrerae</i>			1.30		0.20			0.46	0.59	1.69	0.09	0.15		
			<i>4.49</i>		<i>1.09</i>			<i>2.15</i>	<i>2.41</i>	<i>4.98</i>	<i>0.06</i>	<i>0.09</i>		
<i>Pinus maximinoi</i>							1.16	0.42	1.81	0.77				
							<i>6.98</i>	<i>8.10</i>	<i>8.89</i>	<i>4.51</i>				
<i>Pinus pseudostrobus</i>		0.27	11.97	2.73	14.75	6.78	6.84	1.07	0.36					
		<i>1.91</i>	<i>16.07</i>	<i>3.46</i>	<i>16.07</i>	<i>15.07</i>	<i>15.14</i>	<i>4.82</i>	<i>0.92</i>					
<i>Pinus douglasiana</i>							4.25	2.26						
							<i>8.19</i>	<i>9.82</i>						
<i>Pinus teocote</i>		3.92	12.03	3.44	3.52	4.61	0.20	0.03						
		<i>13.24</i>	<i>12.58</i>	<i>4.45</i>	<i>6.30</i>	<i>3.88</i>	<i>1.24</i>	<i>0.16</i>						
<i>Pinus leiophylla</i>					0.55		1.46							
					<i>1.11</i>		<i>5.46</i>							
<i>Pinus lawsonii</i>	2.37	14.07	16.04	5.83	14.08	2.78	1.12							
	<i>8.85</i>	<i>42.90</i>	<i>24.62</i>	<i>27.87</i>	<i>21.75</i>	<i>10.76</i>	<i>1.65</i>							

La primera fila representa la densidad relativa promedio de cada especie; la segunda (sombreado y cursiva), la cobertura o área basal relativa promedio por rango altitudinal analizado.

El contraste lo ofrece *P. lawsonii* que prefiere establecerse en altitudes menores a los 2.200 m s.n.m., similar a lo que sucede con *P. teocote*. Se observa que algunas especies tienen ámbitos de distribución más restringidos como *P. tecunumani*, *P. leiophylla*, y *P. douglasiana*, que además tienen densidades menores.

Los resultados obtenidos muestran las diferentes asociaciones de especies de coníferas que se producen por la presencia de las especies que se encuentran a lo largo de la zona. En el caso del *Abies* y de *P. hartwegii*, son especies que pueden conformar bosques con dominancia muy alta de cada una de ellas, pero en general los bosques de estas zonas muestran la presencia de varias especies de pinos (4 o 5) y asociadas además con diversas especies del género *Quercus* (encinos), así como de otras especies de latifoliadas.

5. DISCUSIÓN

La presencia de las montañas, el relieve accidentado y los cambios altitudinales favorecen la generación de una heterogeneidad ambiental que se constituye en factor que promueve la diversidad y conforma la estructura de las comunidades. Los gradientes de elevación muestran una variación en la riqueza, diversidad y composición de taxones. Es evidente una relación de las variables climáticas con la altitud, que resultan en una variación de condiciones ambientales, lo que debe estar asociado con cambios en la composición florística y la variación en la vegetación (Grubb, 1977; Sang, 2009).

La temperatura aumenta conforme se desciende en altitud y en el caso de la zona estudiada, también hay una disminución en la lluvia, que necesariamente derivan en mayores tasas de evapotranspiración. Aun cuando en este trabajo no se cuenta con esta información, es de suponer que es parte de las características ambientales de los sitios a lo largo del gradiente y que tienen una influencia directa en la distribución de las especies encontradas.

Los resultados obtenidos son consistentes con datos de otros estudios realizados en otras montañas de México, donde los bosques están dominados por pinos, y encinos, y aunque México tiene más de 150 especies de *Quercus* y más de 40 especies de pinos (Gernandt y Pérez-de la Rosa, 2014; Valencia, 2004), en cada sitio en particular las asociaciones incluyen pocas especies (Challenger y Soberón, 2008). Es importante mencionar que estos géneros son de afinidad boreal (Rzedowski, 1991) y que, en las montañas mexicanas, aun cuando se encuentran dentro de la zona tropical, es justamente la altitud la que promueve la presencia de climas templados y favorece el establecimiento de estas especies.

Es relevante mostrar como en un área relativamente pequeña es posible encontrar 13 especies de coníferas y una característica distintiva de estos bosques, que es la dominancia compartida que imprime una fisonomía particular a estas comunidades.

Los resultados contribuyen a apoyar que el clima es uno de los principales factores que pueden explicar las diferencias en la estructura de la vegetación y la distribución de las especies a lo largo de los gradientes de elevación. Es posible que adicionalmente, existan otros factores que influyen en la distribución de las especies, que van desde los históricos y patrones generales biogeográficos, así como de otros factores locales, como la ubicación, la fisiografía, la pendiente. Otras variables, como las características del suelo y la historia del uso de la tierra tienen un papel en la estructura y composición de los bosques como se ha mostrado en otros estudios (Arévalo *et al.*, 2010; Da *et al.*, 2009).

Algunos sitios en el área han sido aprovechados forestalmente, sin embargo, el efecto más notable está relacionado con la disminución en la densidad y la cobertura, pero pueden encontrarse los componentes originales del bosque.

Es necesario aportar información que contribuya con el conocimiento de las tolerancias ambientales de las especies, entre otros elementos, en las condiciones climáticas. Para determinar la sensibilidad de una especie ante un factor asociado al cambio climático es fundamental delimitar sus umbrales de tolerancia. Las especies con menores superficies de distribución potencial y con intervalos de condiciones ambientales restringidos, son las especies más sensibles. Se ha mostrado que las especies de los bosques templados son las que están más expuestas a los efectos del cambio climático (Trejo *et al.*, 2011), por lo que es necesario promover medidas para su protección.

El convencimiento de los comuneros sobre la importancia de los bosques y el apego a su territorio va encaminado a la conservación y protección de las especies que se encuentran en el área y que forman parte de los servicios ecosistémicos que proporcionan estas comunidades vegetales establecidas en la cabecera de la Cuenca en la Sierra Juárez.

6. CONCLUSIONES

Se observa la presencia y el recambio de distintas especies de coníferas que se establecen a lo largo del gradiente altitudinal descrito en el estudio. Las especies se asocian diferencialmente y conforman distintas comunidades de bosque en donde cambian las dominancias. Es posible distinguir las preferencias ambientales de las especies encontradas, en donde algunas muestran distribuciones más amplias, en contraste son otras que se restringen a solo algunas partes del gradiente, lo que indica la influencia de las variables climáticas.

Agradecimientos

Se agradece la Universidad Nacional Autónoma de México que a través del Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT), Proyectos IN300515 e IN301118, por haber otorgado el financiamiento para la realización de este estudio, así como a todos los estudiantes que han colaborado con el trabajo de campo.

REFERENCIAS

- Arévalo, J.R.; Otto, R.; Escudero, C.; Fernández-Lugo, S.; Arteaga, M.; Delgado, J.D.; Fernández-Palacios, J.M. (2010). Do anthropogenic corridors homogenize plant communities at a local scale? A case studied in Tenerife (Canary Islands). *Plant Ecology*, 209(1): 23-35. [doi:10.1007/s11258-009-9716-y](https://doi.org/10.1007/s11258-009-9716-y)
- Arriaga, L.; Espinoza, J.M.; Aguilar, C.; Martínez, E.; Gómez, L.; Loa, E. (Coords.) (2000). *Regiones terrestres prioritarias de México*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad.
- Challenger, A.; Soberón, J. (2008). Los ecosistemas terrestres. *Capital Natural de México*. México: CONABIO, Vol. I, Conocimiento actual de la biodiversidad: 87-108.
- Chapela, F. (2007). El manejo forestal comunitario indígena en la Sierra de Juárez, Oaxaca. En: Barton Bray, D.; Merino Pérez, L.; Barry, D. (Eds.). *Los bosques comunitarios de México. Manejo sustentable de paisajes forestales*. México: SEMARNAT, Instituto Nacional de Ecología: 123-146.
- Da, L.J.; Kang, M.M.; Song, K.; Shang, K.K.; Yang, Y.C.; Xia, A.M.; Qi, Y.F. (2009). Altitudinal zonation of human-disturbed vegetation on Mt. Tianmu, eastern China. *Ecological Research*, 24: 1287-1299. [doi:10.1007/s11284-009-0613-6](https://doi.org/10.1007/s11284-009-0613-6)
- García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación de Köppen*. México: Instituto de Geografía, UNAM.

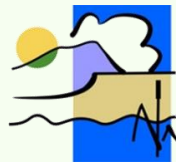
- García Mendoza, A.J.G.; Meave, J.A. (Eds.) (2011). *Diversidad florística de Oaxaca: de musgos a angiospermas, colecciones y lista de especies*. México: Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Gernandt, D.S.; Pérez de la Rosa, J.A. (2014). Biodiversidad de Pinophyta (coníferas) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* (Supl.) 85, S126-S133. [doi:10.7550/rmb.32195](https://doi.org/10.7550/rmb.32195)
- Grubb, P.J. (1977). Control of forest growth and distribution on wet tropical mountains: with special reference to mineral nutrition. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 8: 83-107. [doi:10.1146/annurev.es.08.110177.000503](https://doi.org/10.1146/annurev.es.08.110177.000503)
- Grytnes, J.A.; Beaman, J.H. (2006). Elevational species richness patterns for vascular plants on Mount Kinabalu, Borneo. *Journal of Biogeography*, 33: 1838-1849. [doi:10.1111/j.1365-2699.2006.01554](https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01554)
- Latham, R.E.; Ricklefs, R.E. (1993). Global patterns of tree species richness in moist forests: energy-diversity does not account for variation in species richness. *Oikos*, 67: 325-333. [doi:10.2307/3545479](https://doi.org/10.2307/3545479)
- Li, M.; Feng, J. (2015). Biogeographical interpretation of elevational patterns of genus diversity of seed plants in Nepal. *Plos One*, 10, e0140992. [doi:10.1371](https://doi.org/10.1371)
- Liao, C.C.; Liu, M.; Su, M.H.; Wang, J.C. (2014). Compression and overlap of unique vegetation system of subtropical mountain resembling tropical and temperate forests along elevation. *Journal of Forestry Research*, 19: 215-225. [doi:10.1007/s10310-013-0409-y](https://doi.org/10.1007/s10310-013-0409-y)
- Lorence, D.H.; García-Mendoza, A. (1989). Oaxaca, Mexico. Floristic inventory of tropical countries. Campbel, D.G. (Ed.) *The world lifewild trends*. New York: Botanical Garden, World strategy for the inventory of tropical forest: 253-269.
- Rzedowski, J. (1991). Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botánica Mexicana*, 14: 3-21.
- Salas-Morales, S.H.; Meave, J.A. (2012). Elevational patterns in the vascular flora of a highly diverse region in southern Mexico. *Plant Ecology*, 213: 1209-1220. [doi:10.1007/s11258-012-0077-6](https://doi.org/10.1007/s11258-012-0077-6)
- Sanders, N.J. (2002). Elevational gradients in ant species richness: area, geometry, and Rapoport's rule. *Ecography*, 25: 25-32. [doi:10.1034/j.1600-0587.2002.250104.x](https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2002.250104.x)
- Sanders, N.J.; Rahbek, C. (2012). The patterns and causes of elevational diversity gradients. *Ecography*, 35: 1-3. [doi:10.1111/j.1600-0587.2011.07338](https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.07338)
- Sang, W. (2009). Plant diversity patterns and their relationship with soil and climatic factors along an altitudinal gradient in the middle Tianshan Mountain area, Xinjiang, China. *Ecological Research*, 24: 303-314. [doi:10.1007/s11284-008-0507-z](https://doi.org/10.1007/s11284-008-0507-z)
- Toledo-Garibaldi, M.; Williams-Linera, G. (2014). Tree diversity patterns in successive vegetation types along an elevation gradient in the mountains of eastern Mexico. *Ecological Research*, 29: 1097-1104. [doi:10.1007/s11284-014-1196-4](https://doi.org/10.1007/s11284-014-1196-4)
- Trejo, I.; Martínez-Meyer, E.; Calixto-Pérez, E.; Sánchez-Colón, S.; Vázquez de La Torre, R.; Villers-Ruiz, L. (2011). Analysis of the effects of climate change on plant communities and mammals in México. *Atmósfera*, 24(1), 1-14.
- Valencia, S. (2004). Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 75, 33-53. [doi:10.17129/botsoci.1692](https://doi.org/10.17129/botsoci.1692)
- Walther, G.; Post, E.; Convey, P.; Menzel, A.; Parmesan, C.; Beebee, T.; Fromentin, J.; Bairlein, F. (2002). Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416: 389-395. [doi:10.1038/416389a](https://doi.org/10.1038/416389a)
- Wang, X.; Fang, J.; Sanders, N. J.; White, P.S.; Tang, Z. (2009). Relative importance of climate vs local factors in shaping the regional patterns of forest plant richness across northeast China. *Ecography*, 32, 133-142. [doi:10.1111/j.16000587.2008.05507.x](https://doi.org/10.1111/j.16000587.2008.05507.x)



Grupo de Estudio y Gestión del Medio Natural



Asociación de Geógrafos Españoles



Grupo de Geografía Física de la AGE



Sociedad Iberoamericana de BioGeografía



Universidad de Cantabria



Departamento de Geografía, Urbanismo y Ordenación del Territorio (UC)

CON LA COLABORACIÓN DE

