

# La naturaleza atlántica: hábitats, patrimonio y vulnerabilidad

II CONGRESO IBEROAMERICANO Y XII CONGRESO ESPAÑOL DE BIOGEOGRAFÍA

Salvador Beato Bergua  
Miguel Ángel Poblete Piedrabuena  
Carmen Rodríguez Pérez

**EDITORES**

Pola de Somiedo (Asturias, España), 5-8 de junio 2022

## La naturaleza atlántica: hábitats, patrimonio y vulnerabilidad

II CONGRESO IBEROAMERICANO Y XII CONGRESO ESPAÑOL DE BIOGEOGRAFÍA

Pola de Somiedo (Asturias, España), 5-8 de junio de 2022



## COORDINACIÓN

Salvador Beato Bergua

Miguel Ángel Poblete Piedrabuena

Carmen Rodríguez Pérez

## Comité Organizador

Salvador Beato Bergua; Miguel Ángel Poblete Piedrabuena; Carmen Rodríguez Pérez; Jorge Álvarez Barrera; Cristina Fernández Bustamante; Felipe Fernández García; Javier Fernández Hevia; Ignacio Fernández Martínez; Juan Antonio González Díaz; Daniel Herrera Arenas; Ícaro Obeso Muñiz; David Olay Varillas; Juan Sevilla Álvarez; Alfonso Suárez Rodríguez

## Comité Científico

Francisca Alba Sánchez; Jonatan Arias García; María Eugenia Arozena Concepción; Salvador Beato Bergua; Rosalía Bejarano Palma; Rafael Cámara Artigas; Virginia Carracedo Martín; Raquel Cunill Artigas; José Jesús Delgado Peña; Ignacio J. Díaz-Maroto Hidalgo; Concepción Fidalgo Hijano; Sueli Angelo Furlan; Juan Javier García-Abad Alonso; Juan Carlos García Codrón; José Luis García Rayego; Arturo García Romero; Pablo Giménez Font; José Gómez Zotano; Rafael Ubaldo Gosálvez Rey; Antonio Hernández Cordero; Noelia Hidalgo Triana; Paloma Ibarra Benlloch; Emilio Laguna Lumbreras; Neus La Roca Cervigón; Roxana Lebuy Castillo; Luis Alberto Longares Aladrén; Pedro José Lozano Valencia; Juan Antonio Marco Molina; Emilio Martínez Ibarra; Guillermo Meaza Rodríguez; Ascensión Padilla Blanco; Josep María Panareda Clopès; Albert Pèlachs Mañosa; Julio Peñas de Giles; Emma Pérez-Chacón; Sebastián Pérez Díaz; Andrés Vicente Pérez-Latorre; Josep Pintó Fusalba; Miguel Ángel Poblete Piedrabuena; Raimundo Real Giménez; José Manuel Recio Espejo; Carmen Rodríguez Pérez; José Damián Ruiz Sinoga; Eduardo Salinas; José Luis Serrano Montes; Irma Trejo Vázquez.

La naturaleza atlántica: hábitats, patrimonio y vulnerabilidad. II Congreso Iberoamericano y XII Congreso Español de Biogeografía. Pola de Somiedo (Asturias, España), 5-8 de junio de 2022.

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

© Del texto y las ilustraciones: sus autores

Editores: Salvador Beato Bergua, Miguel Ángel Poblete Piedrabuena, Carmen Rodríguez Pérez

Diseño y maquetación: Cordelia Pickford

Cualquier forma de reproducción, distribución, comunicación pública o transformación de esta obra solo puede ser realizada con la autorización de sus titulares, salvo excepción prevista por la ley. Diríjase a CEDRO (Centro Español de Derechos Reprográficos) si necesita fotocopiar o escanear algún fragmento de esta obra ([www.conlicencia.com](http://www.conlicencia.com); 91 702 19 70 / 93 272 04 45)

© Delallama Editorial

San Pedro, 1, 33347 Ribadesella (Asturias)  
[delallamaeditorial.com](http://delallamaeditorial.com)

ISBN: 978-84-124632-9-3

Depósito Legal: AS 01498-2022

Printed in Spain – Impreso en España

## Organizan



Departamento de Geografía



Observatorio del territorio  
Dpto. de Geografía  
Universidad de Oviedo

## Colaboran



SIB



AGE  
Asociación Española de Geografía  
CSIC



Vicerrectorado de Extensión Universitaria y Proyección Cultural  
Universidad de Oviedo



FUNDACIÓN ALVARGONZÁLEZ



GEOGRASTUR



Ayuntamiento de Somiedo  
PRINCIPADO DE ASTURIAS



GOBIERNO DEL PRINCIPADO DE ASTURIAS  
CONSERVATORIO DE CULTURA,  
POLÍTICA LINGÜÍSTICA Y TURISMO



AGUA DE SOMIEDO



alsa

## ÍNDICE

PRESENTACIÓN 11

CONFERENCIA DE APERTURA: Una visión integral del bosque 16

Guillermo Meaza

### BLOQUE 1: Métodos y técnicas en Biogeografía

Relación de *spartocytisus supranubius* con la morfogénesis activa en el área central del parque nacional del Teide (Tenerife, Islas Canarias) 67

María Eugenia Arozena Concepción y Víctor Manuel Martín Febles

Análisis del impacto del cambio climático en la distribución del águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) mediante la elaboración de modelos biogeográficos 77

Melanie Buisán, Juan Jesús Bellido, Lucrecia Souvirón-Priego y Miguel Ángel Farfán

Climatología de las formaciones vegetales de montaña con la metodología TBR (tipos de regímenes bioclimáticos): Cordillera Cantábrica, Sistema Central y Sierra Nevada 87

Rafael Cámara

Identificación de las surgencias subacuáticas en el Parque Natural de las Lagunas de Ruidera: tipología e implicaciones en su biodiversidad 97

Pilar Delgado García, Daniel Cruz Álvarez, Víctor López Jiménez, Javier Montero Aranda, Juan Antonio González Martín y Concepción Fidalgo Hijano

Tendencias poblacionales de la flora amenazada valenciana 107

Simón Fos, Miguel Ángel Gómez-Serrano, Alberto Navarro, Josep E. Oltra, Joan Pérez Botella, Patricia Pérez-Rovira, Carlos Peña, Araucana Sebastián y Emilio Laguna

Biogeografía aplicada al estudio de enfermedades zoonóticas: anticipando la localización de los brotes del virus del Nilo Occidental en España 117

José-María García-Carrasco, Antonio Román Muñoz, Jesús Olivero y Raimundo Real

Cuantificando el desequilibrio latitudinal de las áreas de distribución de las especies como consecuencia del cambio climático 127

Sandro López-Ramírez, Darío Chamorro, Raimundo Real y Antonio-Román Muñoz



Aplicación metodológica para el análisis de la fragmentación del hábitat de <i>Helianthemum caput-felis</i> Boiss en la península ibérica Juan Antonio Marco Molina, Ascensión Padilla Blanco, Pablo Giménez Font y Ángel Sánchez Pardo	137	Bosques aluviales residuales (hábitat 91e0) en los montes de Ciudad Real (Castilla-La Mancha): distribución, factores geoecológicos y estado de conservación Pedro Pablo Buitrago Bravo, Enrique Luengo Nicolau y Rafael Ubaldo Gosálvez Rey	217
Paisajes antropizados en el valle del Trubia, Asturias. Estudio palinológico de cuatro terrazas de época histórica Sebastián Pérez Díaz, Jesús Fernández Fernández, José Antonio López Sáez y Margarita Fernández Mier	145	¿Cuentan los robledales de <i>Quercus petraea</i> y los rebollares de <i>Quercus pyrenaica</i> del Moncayo con un carácter atlántico? María Cristina Díaz Sanz y Pedro José Lozano Valencia	227
Propuesta metodológica para la elaboración de mapas de vegetación a partir de la información obtenida de lidar en un sector de la periferia de Oviedo (Meandro de la Vega) Carmen Rodríguez Pérez e Ícaro Obeso Muñiz	155	Invasión y colonización de aves acuáticas en La Mancha húmeda: los casos del ganso del Nilo <i>Alopochen aegyptiaca</i> y del morito común <i>Plegadis falcinellus</i> José Antonio Gil-Delgado Alberti, Rafael Ubaldo Gosálvez Rey, Ángel Velasco García y Diego López de la Nieta González de la Aleja	237
Análisis de índices de vegetación de los sabinares de El Hierro con imágenes de satélite de muy alta resolución Montserrat Salvà, Sergio Campo, Ángel Romo, Ferran Salvador, Amparo Cortés, Pedro A. Padrón y Adam Boratynski	165	Correlaciones entre las tendencias fenológico-florales y la composición florística en las comunidades vegetales de la serie del encinar valenciano de umbría Miguel Guara Requena, Pedro Pablo Ferrer Gallego, Rafael Currás Cayón y Emilio Laguna Lumbreras	247
La calibración de la lluvia polínica actual en la región cantábrica Marc Sánchez-Morales, Ramón Pérez-Obiol, Virginia Carracedo-Martín, Juan Carlos García-Codron, Sara Rodríguez-Coterón, Jordi Nadal, Joan Manuel Soriano, Ana Ejarque y Albert Pèlach	175	Evolución y tendencia de la defoliación en las masas forestales de Aragón Kilian Jungkeit-Milla, María Royo-Navascués y Luis Alberto Longares	257
<b>BLOQUE 2: Hábitats y áreas de distribución</b>		Análisis del carácter mediterráneo del encinar cantábrico. El ejemplo del sector de Ataun (Guipúzcoa) Asier Lozano Fernández y Pedro José Lozano Valencia	265
De refugios glaciales a interglaciales: la travesía de los cedrales por el norte de África Daniel Abel-Schaad, Antonio González-Hernández, José Antonio López-Sáez y Francisca Alba-Sánchez	187	Mapeo de hábitat en el Parque Nacional Lençóis Maranhenses (PNLM-MA-Amazonia) Marco Antonio Martins y Sueli Angelo Furlan	275
Población rupícola de <i>Quercus suber</i> L. en la vertiente meridional del Sistema Central (Madrid-España) Fernando Allende Álvarez, Fátima Franco Múgica, Nieves López-Estébanez y Pedro Molina Holgado	197	Reconstrucción paleobiogeográfica de la distribución de <i>Abies pinsapo</i> en la Serranía de Ronda a través del análisis pedoantracológico Rubén Prado-Martínez, José Gómez-Zotano y José Antonio Olmedo-Cobo	285
Evolución del paisaje vegetal del Macizo Asturiano: resultados preliminares de un transecto pedoantracológico Salvador Beato, Raquel Cunill, Salvia García, José Luis Marino, Miguel Ángel Poblete y Carmen Rodríguez	207	Distribución geográfica, estructura y dinámica del sabinar costero en Cataluña Josep Pintó y Carla García-Lozano	295
		Diferencias de comportamiento espacial de milano negro ( <i>Milvus milvus</i> ) entre ejemplares marcados en libertad y cautividad en Aragón María Royo-Navascués, Roberto Serrano-Notivoli y Luis Alberto Longares Aladren	305
		Comunidades vegetales asociadas con <i>Picris willkommii</i> (Schultz bip.) Nyman ( <i>Asteraceae</i> ) en el SO de la península ibérica (Huelva, España) Laura Sánchez Villegas, Enrique Sánchez Gullón, Isabel Butler y Francisco José Monteagudo	315

Propuesta de corredor biológico entre la Reserva Natural Ypetí y el Parque Nacional Caazapá en base a criterios ecológicos y paisajísticos	325
Rosa Villalba, Montserrat García-Calabrese, María Lidia Aranda y José Espíritu Ibarra	

### BLOQUE 3: Patrimonio natural y cultural

La convivencia histórica de la sociedad con la laurisilva en un núcleo de población. El bosque del adelantado (La Esperanza, Tenerife, I. Canarias)	337
María Eugenia Arozena Concepción y Víctor Manuel Martín Febles	

Valoración biogeográfica comparada del robledal de <i>Quercus petraea</i> del Moncayo (España) y <i>Nothofagus macrocarpa</i> del Parque Nacional de La Campana (Chile) a través de la metodología lanbioeva	349
M <sup>a</sup> Cristina Díaz Sanz, Roxana Lebuy Castillo, Pedro J. Lozano Valencia y Sergio Rojas Muñoz	

La influencia de las repoblaciones forestales en los bosques mixtos de pinar con monteverde de los <i>rifts</i> volcánicos de Tenerife (Islas Canarias)	359
Isabel Esquivel-Sigut y Esther Beltrán Yanes	

Los espacios de pasto de la cordillera Cantábrica: usos ganaderos en la larga duración	369
Pablo López Gómez y Margarita Fernández Mier	

La transformación del paisaje en una aldea de media montaña: Vigaña (Balmonte de Miranda)	379
Margarita Fernández Mier, Pablo López Gómez y Elías Carballido González	

Disponibilidad y accesibilidad a áreas verdes para la valoración del patrimonio natural en la ciudad de Asunción, Paraguay	389
Alicia Gali, Nicole Niederberger, Melissa Cano, Diana Paiva y Montserrat García-Calabrese	

Valor indicador de fanerófitos en los sabinas albares de la Puebla de San Miguel (Valencia-España)	399
Miguel Guara Requena, Pedro Pablo Ferrer-Gallego, Emilio Laguna Lumbreras	

Caracterización del estado biogeográfico de vertientes degradadas por la agricultura de secano en el sistema mediterráneo rural de la Región de Valparaíso, Chile	409
Roxana Lebuy Castillo, Claudia Fuentes Vergara, Sergio Rojas Muñoz, Diana Mancilla y Francisco de La Barrera	

Valoración biogeográfica del robledal de <i>Quercus petraea</i> (Mattuschka) Liebl. del monte Koltza (Vizcaya) a través de la metodología lanbioeva	419
Pedro José Lozano Valencia, Rakel Varela Ona, José Antonio Cadiñanos Aguirre y Guillermo Meaza Rodríguez	

Análisis comparativo y valoración biogeográfica mediante la metodología lanbioeva del encinar cantábrico costero (Urdaibai, Vizcaya) y de interior (Ataun, Guipúzcoa)	429
Pedro José Lozano Valencia, Asier Lozano Fernández y Guillermo Meaza Rodríguez	

La Real Cabaña de Carretería en la geohistoria de las formaciones de <i>Pinus sylvestris</i> de los altos Tormes y Alberche: Edad de Oro del Alto Gredos Norte	439
Jesús Moreno Arriba	

### BLOQUE 4

#### Retos y desafíos: biodiversidad, riesgos naturales e impactos ambientales

Evolución de la población de charrancito común <i>Sternula albifrons</i> (Latham, 1787) en el Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pintanar (2020-2021)	451
Gustavo Ballesteros, Antonio Zamora, Francisco Belmonte, Daniel Ibarra, Julio F. Fernández y María Monteagudo	

Seguimiento de la «seca» de la encina ( <i>Quercus ilex</i> ssp. <i>ballota</i> ) en el interior de la península ibérica. Caso del monte de Valdelatas	459
Mario Corral Ribera	

Efectos del temporal Gloria (enero 2020) sobre diversas especies de flora amenazada en la comunidad valenciana	469
Emilio Laguna Lumbreras, Albert Navarro Peris, Patricia Pérez Rovira y Josep E. Oltra Benavent	

Pérdidas del bosque laurifolio higrófilo en las zonas de la Cordillera de la Costa de la Región de Valparaíso (Chile)	481
Roxana Lebuy Castillo, Sergio Rojas Muñoz, Francisco de La Barrera Melgarejo e Irma Trejo Vázquez	

Mapeo de la severidad y extensión de incendios forestales en la cordillera de Talamanca (Costa Rica) mediante índices de calcinación con técnicas de teledetección óptica y radar	491
Rubén Martínez Barbáchano	

Análisis de la influencia de la humedad del suelo en el crecimiento y distribución de <i>Pinus halepensis</i> Mill. en España José Martínez-Fernández, Martín de Luis, Ángel González-Zamora y Laura Almendra-Martín	501
Los corredores biológicos como estrategia de adaptación al cambio climático en Costa Rica: una evaluación desde la perspectiva del paisaje Carlos Morera Beita	511
Análisis de los parámetros reproductivos del quebrantahuesos ( <i>Gypaetus barbatus</i> ) en el Pirineo aragonés: influencia de índices climáticos en la conservación de la especie Inmaculada Navarro Ramírez, Miguel Ángel Frafán Aguilar y Antonio Román Muñoz Gallego	521
Cambios recientes de los bosques de ribera del río Tordera (Sistema Costero Catalán) Josep M. Panareda y Maravillas Boccio	531
Análisis del efecto del cambio climático sobre la distribución de dos endemismos insulares amenazados en España: la musaraña canaria y el sapillo balear Lucrecia Souviron-Priego, David Romero, Ana Luz Márquez, Juan Antonio López y Juan Jesús Bellido	541

## PRESENTACIÓN

Departamento de Geografía  
Universidad de Oviedo

Salvador Beato Bergua, Miguel Ángel Poblete Piedrabuena y Carmen Rodríguez Pérez

El libro que tiene en sus manos contiene buena parte de los trabajos presentados en el II Congreso Iberoamericano y XII Congreso Español de Biogeografía una vez revisados por pares por el Comité Científico y, después, por las personas responsables de la autoría de la comunicación. Con el título de la presente edición, *La naturaleza atlántica: hábitats, patrimonio y vulnerabilidad*, esta reunión científica que se celebra cada dos años ha pretendido honrar uno de los tres grandes territorios biogeográficos del Estado español junto al mediterráneo, extenso y diverso, y el macaronésico, tan insular como singular. El mosaico paisajístico atlántico, fruto de la acción milenaria de mujeres y hombres sobre una montaña que se precipita sobre valles, ríos y litorales, es una herencia preciosísima, digna de toda admiración y aprecio: en ella se conjugan todos los elementos naturales a partir de la gramática biocultural con la que miramos y gestionamos el legado recibido. La cultura es naturaleza, no es algo ajeno a ella, y así lo entendemos desde la geografía, disciplina humanista y científica que nos enseña que en la mirada está la cultura, en las emociones, el pensamiento y la actuación sobre el paisaje; así como en la interpretación, las técnicas y métodos científicos, que evalúan, analizan y explican el territorio y sus elementos. La biogeografía así lo muestra igualmente, con su atención a la distribución de los seres vivos en el planeta y a la inexorable interacción entre todos los elementos que conformamos y transformamos la biosfera y sus ecosistemas.

Somiedo es un espacio geográfico idóneo para caracterizar y descubrir el carácter atlántico del norte ibérico, su valor, estado y dinámica en el contexto actual de cambio global. Efectivamente, en el concejo somedano se extienden el Parque Natural, la Zona de Especial Conservación, la Zona de Especial Protección para las Aves y la reserva de la biosfera homónimas; también encuentra su cobijo el Monumento Natural Conjunto Lacustre de Somiedo y proyectos tan interesantes como el Ecomuseo, que instruye sobre la importancia de la agricultura y la ganadería, los oficios tradicionales y la trashumancia, en la configuración de los paisajes y ecosistemas que hoy podemos disfrutar. Desde sus casi 2.200 m de altitud del Cornón y Peña Orniz hasta los 400 m en los que se halla Aguasmestas, en Somiedo se desarrollan todos los pisos biogeográficos cantábricos y no solo eso: la enorme variedad de situaciones geoecológicas que impone la abrupta configuración territorial explica la gran riqueza y biodiversidad somedana. En las cumbres y áreas a mayor altitud, el modelado glaciar posibilitó la generación de lagunas y turberas, y la extensión de especies de flora alpina, mientras que en las zonas más bajas se alternan, como lo hacen las formaciones litológicas carbonatadas y siliciclásticas, los carrascales cantábricos y su cortejo xeromorfo, con bosques planocaducifolios e higrófilos. Entre alturas y bajuras encontramos todo

un catálogo de hábitats y especies de flora y fauna atlánticos, con sus endemismos cantábricos y las singularidades somedanas, en comunidades herbáceas, pastizales, formaciones de matorral y nemorales.

Así pues, la elección de Somiedo no es baladí y trata de venerar la historia de los congresos españoles de biogeografía que comenzaron su andadura allá por el año 2000 en Vall de Núria, con la organización por parte de las universidades de Barcelona y Girona. En esta ocasión, recibimos el testigo del departamento de Geografía y Urbanismo y Ordenación del Territorio de la Universidad de Cantabria, que tuvo que lidiar con una pandemia que impidió la celebración del congreso y que pudiésemos disfrutar de este necesario encuentro y la excelente programación que habían preparado. No podía ser de otro modo pues se celebraba, por primera vez, el Congreso Iberoamericano de Biogeografía una vez puesta en marcha en la edición congresual de Almagro (2018) la Sociedad Iberoamericana de Biogeografía. De este modo, se formalizaba la colaboración entre las personas que se han dedicado a la biogeografía a ambos lados del Atlántico, un océano que, en manida pero acertada expresión, no nos separa sino que nos une. No podemos avanzar más de este punto sin recordar al profesor Víctor Quintanilla que desde Chile trató de no perderse ninguna de las ediciones del congreso español de biogeografía, en los cuales presentaba parte de sus excelentes trabajos llevados a cabo con compañeras, compañeros y marcos de estudio americanos y europeos. Igualmente, queremos acordarnos del profesor Miguel Yetano Ruiz de la Universidad de Zaragoza y de todas las personas que, en esta andadura biogeográfica, que ya ha cumplido 22 años, nos dejaron tras una vida llena de trabajo y avances para la biogeografía iberoamericana. En el origen, vemos la trascendencia y la relevancia del profesor José Manuel Rubio Recio, impulsor de las Jornadas de Biogeografía que tuvieron una primera cita en 1991 y, por ende, de los congresos españoles biogeográficos que surgieron al calor de aquellos encuentros por el interés de las personas y grupos que concurrían en ellos.

A este desarrollo de la disciplina ha contribuido el departamento de Geografía de la Universidad de Oviedo modestamente, con aportaciones de miembros de sus tres áreas (Física, Humana y Análisis Geográfico Regional) desde el congreso celebrado en Urdaibai (Bizkaia), en septiembre de 2004, organizado por la Universidad del País Vasco; y, especialmente, a partir de 2012 porque ya no se faltó a ninguna cita. Decenas de comunicaciones se han presentado desde entonces avanzando o sintetizando el resultado de investigaciones con diversas perspectivas respecto a la fauna, flora, formaciones vegetales, hábitats, patrimonio, etc., tanto cantábricos como de otros lugares del mundo que han sido analizados. Así pues, esta edición del Congreso constituye un enorme orgullo y una gran alegría para las personas que formamos parte de este departamento, sobremanera, para aquellas que hemos difundido la biogeografía en las aulas y salidas de campo asturianas, así como en reuniones científicas como esta que aquí presentamos.

En concreto, los trabajos presentados al congreso *La naturaleza atlántica: hábitats, patrimonio y vulnerabilidad* están clasificados en cuatro bloques o ejes temáticos:

Bloque 1 • Métodos y técnicas en Biogeografía

Bloque 2 • Hábitats y áreas de distribución

Bloque 3 • Patrimonio natural y cultural

Bloque 4 • Retos y desafíos: biodiversidad, riesgos naturales e impactos ambientales

La transversalidad de muchos temas ha hecho difícil clasificar buena parte de las comunicaciones porque bien podrían haber pertenecido a dos, tres e incluso a los cuatro ejes temáticos. En todo caso, cabe mencionar el descenso del número de comunicaciones aportadas respecto a ediciones anteriores: 87 resúmenes fueron aceptados, de los cuales, únicamente 52 pasaron positivamente la revisión del Comité Científico y se aceptaron para su presentación. Muchas comunicaciones no llegaron a ser enviadas para su evaluación y otras fueron retiradas tras recibir esta. Igualmente, recibimos varias propuestas para presentar los trabajos a partir únicamente de los resúmenes, sin redactar y someter a revisión la comunicación. Todo esto parece apuntar en una dirección (obviando la importancia de vivir bajo la amenaza constante de pandemias, conflictos bélicos, precariedad laboral y salarial, incremento del coste de todos los productos): la ciencia de hoy, como señala el bioquímico Pierre Joliot-Curie, dominada por el dinero privilegia la competencia sobre la creatividad, por lo que para sobrevivir hace falta tener, no un modélico y sólido currículum académico, sino uno compuesto por un volumen ingente de publicaciones que, a menudo, se consigue publicando en revistas de grandes editoriales que cobran por ello; en detrimento de otros canales de difusión y divulgación, que facilitan que las investigaciones lleguen al medio social.

En dicho contexto, los congresos (su interés social y científico, su valor, relevancia y coste), su resultado en forma de avances científico-técnicos (en virtud de los resultados de investigaciones variadas y su discusión pública) y su aplicación, así como el beneficio que ofrece para las personas que se dedican a la investigación (certificados, actas y otras publicaciones, establecimiento de redes profesionales y relaciones personales) se hallan en tela de juicio y deben ser debatidos por toda la comunidad. En todo caso, debemos reflexionar en torno a un dato, el del número de aportaciones: tan preocupante cuando es desorbitado, y el congreso se asemeja a un mercado, como si es bajo o marca un cambio decreciente, que parece ser lo que acontece en esta ocasión.

En definitiva, en el Bloque 1 se han clasificado 13 comunicaciones, 17 en el segundo, 12 en el tercero y 10 en el cuarto. De todas ellas, 12 fueron seleccionadas para presentarse en formato póster y 40 oralmente. Los trabajos procedieron de institutos, centros y grupos de investigación de América y Europa, así como de miembros de departamentos universitarios, concretamente, de 26 universidades diferentes, 19 españolas y 7 americanas. Las áreas de estudio son, principalmente, del territorio español y 11 comunicaciones, en concreto, versan sobre la naturaleza

atlántica del territorio que focaliza este congreso. Centroamérica, Sudamérica y norte de África acogen otras zonas analizadas en las aportaciones científicas presentadas.

Por último, es de rigor, y por verdadero aprecio, hacer unas menciones de agradecimiento. Las tres personas que suscribimos esta presentación nos hemos encargado de coordinar un equipo que se prestó a colaborar desinteresadamente en la organización de este congreso: muchas gracias al departamento de Geografía y el Observatorio del Territorio. Además, un proyecto de este tipo, por su envergadura y complejidad, necesita sustentarse en otras instituciones y grupos que posibiliten alcanzar los objetivos propuestos inicialmente, en este caso, conseguir sacar adelante una reunión científica biogeográfica presencial, con la compleja situación económica y social que vivimos en el momento presente, y difundir los avances de la biogeografía. Así pues, queremos dar las gracias a todas aquellas organizaciones y personas que lo han hecho posible, en primer lugar, al Ayuntamiento de Somiedo y a las Juntas directivas del Grupo de Geografía Física de la AGE y de la Sociedad Iberoamericana de Biogeografía por su implicación y soporte en todo momento, así como por las ayudas económicas. Mil gracias también a los miembros del Comité científico por su generosa labor de evaluación de las comunicaciones, a Geograstur por su colaboración en la organización del congreso y a la Universidad de Oviedo por el apoyo corporativo y las ayudas concedidas a través de sus vicerrectorados, concretamente, el de Investigación y el de Extensión Universitaria y Proyección Cultural. Agradecemos enormemente el esfuerzo económico e institucional de la Fundación Alvargonzález de Gijón, siempre dispuesta para colaborar con las iniciativas de nuestro departamento. A la Consejería de Cultura, Política Lingüística y Turismo del Gobierno del Principado de Asturias y a la Secretaría de Estado de Turismo del Gobierno de España por contribuir económicamente a este congreso a través del ayuntamiento somedano. Muchas gracias, igualmente, al patrocinio de EDP, ALSA y Aguas de Somiedo pues entre todas estas instituciones y empresas se ha hecho posible buena parte del programa. Un programa en el que se cuenta con la conferencia inaugural «Una visión integral del bosque» del profesor Guillermo Meaza Rodríguez, así como con las conferencias «El estudio comparado de la dehesa española y la dehesa guanacasteca de José Manuel Rubio Recio y su descubrimiento del paisaje de Costa Rica», de los profesores Miguel Guzmán-Stein y Rubén Martínez Barbáchano, y «Bioclimatología y Biogeografía del NW de la Península Ibérica», del profesor Tomás Emilio Díaz González: muchas gracias por enriquecer con vuestra presencia, experiencia y conocimiento este congreso, tanto a vosotros, como a todas las personas que han participado con sus aportaciones científicas y las colaboraciones externas. A este tenor, cabe mencionar y agradecer la participación de dos empresas locales del ámbito del turismo rural que contribuyen a dinamizar Somiedo y a divulgar su valor patrimonial, incluido el biogeográfico.

Asimismo, queremos dar las gracias a las personas e instituciones que se han encargado amablemente de diseñar y llevar a cabo las salidas de campo de esta reunión científica. En concreto, se trata de Luis Fernando Alonso Sierra, Exdirector

Conservador del Parque Natural de Somiedo («El paisaje vegetal de Somiedo y los proyectos de pastoreo regenerativo en clave paisajística»); el profesor Juan Carlos García Codrón y la Fundación Oso Pardo («La vida en las montañas del oso»); y el profesor Adolfo García Martínez («Colonización del territorio somedano por la población autóctona»). Un formidable agradecimiento, también, para Cristina Díaz Sanz por la gestión de la actividad precongresual, así como a los compañeros y compañeras que organizaron los anteriores congresos españoles de biogeografía (de los departamentos de geografía de Cantabria, Castilla La Mancha, Granada, Sevilla, Barcelona) y que tanto nos han ayudado. Por supuesto, gracias a ese espacio geográfico contenido bajo la denominación de Somiedo por brindarnos la oportunidad de disfrutar de la naturaleza atlántica y su biocultura.



## CONFERENCIA DE APERTURA: «UNA VISIÓN INTEGRAL DEL BOSQUE»

Guillermo Meaza guillermo.meatza@gmail.com

Han transcurrido muchos años desde que me sobrevino la idea de escribir un libro que abordara una «integral» del bosque, una visión holística que enlazara sus aspectos naturales, culturales y aplicados tanto en las consideraciones genéricas relativas a cada ítem temático como en su aplicación a estudios de caso concretos. Teniendo en cuenta mis circunstancias y querencias personales, veía lógico enmarcar estos últimos en el dominio atlántico europeo y, más centralmente, en el ámbito vasco-cantábrico donde, debido a la variedad de condiciones mesológicas, a su emplazamiento en el fondo de saco del Golfo de Vizcaya y a la contigüidad con las regiones mediterránea y de montaña cántabro-pirenaica, se produce un incremento de la biodiversidad de los ecosistemas forestales; y donde el bosque constituye un elemento clave del paisaje y de la vivencia de la generalidad de la población

Pero, por unas u otras circunstancias, tuve que ir posponiendo este ilusionante proyecto hasta que, a principios de 2020, la inesperada circunstancia del confinamiento domiciliario impuesto por la pandemia del COVID-19 me brindó la ocasión de, por fin, abordarlo. Durante aquellos largos meses de encierro pude redactar sin premuras de tiempo un extenso texto base. Ahora bien, como estaba empeñado en conseguir una perspectiva verdaderamente «integral», comencé a valorar la posibilidad de optimizarlo mediante la coautoría con alguien procedente de un mundo académico y profesional distinto al mío, pero también proclive a aplicar enfoques holísticos en su forma de pensar y en su producción científica. No tardé mucho en dar con la persona adecuada, que no fue otra que nuestro colega Emilio Laguna -reconocido biólogo y gestor ambiental, amén de naturalista nato dotado, además, de amplios conocimientos culturales-, quien aceptó la invitación de muy buen grado. Por otra parte, desde el convencimiento de que pocas cosas hay más gratificantes para un discípulo que prologar un libro de su maestro, ambos coincidimos en que la persona más idónea para hacerlo era Pedro José Lozano, a quien desde sus años de bachillerato traté de inculcar mi querencia hacia el mundo natural, en general, y los contenidos biogeográficos, en particular.

El texto escrito de la presente conferencia inaugural recoge la parte mollar del contenido genérico del libro *El Bosque Integral* (Meaza y Laguna, 2022. Editorial Jolube. Jaca), que aborda el estudio de cada una de sus vertientes no como compartimentos estancos, sino mediante un hilo conductor que las enhebra e interrelaciona coherentemente. Se establece, entonces, una secuencia que, tras abordar la evolución de los espacios forestales en el pasado, analiza su dimensión natural (el bosque biodiverso, el bosque protector), cultural (el bosque productor, el bosque inspirador) y patrimonial (el bosque amenazado, el bosque protegido) para, finalmente, plantear los posibles escenarios de futuro.

Por su parte, mi intervención oral se centrará en los estudios de caso enmarcados en el ámbito vascoatlántico y, sobre todo, en la génesis de la obra, ligándola al papel

que, determinadas personas —verdaderas referencias en el mundo de la Biogeografía— ejercieron en la configuración del libro, en general, y de sus ítems temáticos y casos de aplicación, en particular.

## EL BOSQUE BIODIVERSO

La biodiversidad representa el conocimiento adquirido por las distintas especies a lo largo de sus millones de años de evolución. Refleja la capacidad de los animales y las plantas de sobrevivir a los ingentes cambios en las condiciones ambientales que la Tierra ha ido experimentando. Abarca la vida en todas sus formas e interacciones, que han hecho que nuestro planeta fuera habitable durante millones de años. Pero actualmente está disminuyendo más rápido que en cualquier otro periodo de la historia de la humanidad; de manera que, hoy en día, la tasa de extinción es de entre decenas y cientos de veces superior a la media de los últimos 10 millones de años. Es lo que algunos expertos denominan la «sexta extinción en masa». Entre los principales responsables de esta preocupante merma de biodiversidad cobran especial protagonismo los cambios de uso del suelo, la explotación directa de organismos, la crisis climática, la contaminación y la proliferación de bioinvasiones que conduce a una homogeneización sin precedentes de la flora y fauna a escala global.

La de la biodiversidad constituye una cuestión íntimamente ligada a la excelencia de la condición humana, a nuestra dignidad, al respeto que debemos a todas y cada una de las especies que comparten el planeta con nosotros y que, literalmente, hacen posible nuestra existencia. De ahí la importancia de que en las últimas décadas haya ido creciendo el reconocimiento de la biodiversidad no sólo como expresión de las diferentes formas de vida presentes en el planeta, sino también como la base de nuestro bienestar. Afortunadamente, la sociedad entiende cada día mejor la relación directa de la biodiversidad con la salud y desarrollo humano como una de las bases del progreso social y económico, así como con su seguridad y cultura. Y es que, además de su valor intrínseco, la biodiversidad es fundamental para la existencia y calidad de vida del ser humano en la Tierra y, usada de un modo sostenible, constituye una fuente ilimitada de recursos y servicios muy variados.

La salvaguarda y protección del patrimonio de biodiversidad es, por tanto, un reto colectivo que debe abordarse desde una perspectiva global y con un enfoque integrador, considerando a todos los actores sociales y sectores económicos. Si bien hasta hace poco no existía suficiente asimilación social de estos conceptos, la aparición y expansión de enfermedades que afectan gravemente a la salud humana y cuyo origen se basa, con toda probabilidad, en la alteración de la biodiversidad —caso de la pandemia COVID-19—, han encendido una luz de alerta en la conciencia colectiva. Por otra parte, la estrecha alianza entre Biodiversidad y Sociedad se fundamenta en la idea de que la también diversidad cultural humana ha de considerarse integrante de la biodiversidad. Tanto es así que, a día de hoy, existe un amplio consenso sobre que la diversidad biológica no se puede conservar sin la diversidad cultural; y que esta última es tan importante para la evolución de la civilización como la biodiversidad lo es para evolución biológica.

Los ecosistemas forestales, que albergan alrededor del 80 % de la biodiversidad terrestre del planeta, constituyen espacios y paisajes protagonizados por los árboles en los que las comunidades biocenóticas interactúan de forma perdurable en el tiempo con los elementos abióticos del hábitat que las acoge. No solo como «bosques naturales» sino también como «bosques culturales» manejados desde antiguo por la mano humana (a escala europea, tan solo un 0,7 % del espacio forestal puede considerarse «primario»), configuran verdaderos puntos calientes de biodiversidad y etnodiversidad a escala mundial. En efecto, el grado de biodiversidad que actualmente presentan nuestros sistemas forestales tiene mucho que ver con la intervención humana desde tiempos inmemoriales. Por eso, junto a sus características ecológicas y estructurales básicas, la comprensión de los paisajes forestales no puede realizarse sin complementar su dimensión natural con su realidad cultural. Ésta, a través de los usos y manejos que tenían el árbol y el bosque como objeto de explotación, de las prácticas derivadas de ellos y de sus sistemas de organización y control social, han modelado su fisonomía, su estructura y riqueza florística y faunística, y condicionado su funcionamiento.

Las Ciencias Paleoambientales nos permiten reconstruir, con creciente fiabilidad, la secuencia de climas y paisajes vegetales ocurrida en la Europa atlántica a lo largo del Cuaternario, los cambios y crisis de biodiversidad, el origen y evolución de los ecosistemas y las respuestas bióticas a las continuas mutaciones, tanto de origen natural como antrópico, del entorno. Por otra parte, y para los últimos siglos, disponemos de la valiosa información que nos ofrece la «memoria» de los árboles, almacenada en las secuencias de sus anillos de crecimiento. La evolución de los paisajes vegetales de nuestro entorno europeo a través del tiempo es, principalmente, una historia de deforestación ejercida por la acción humana. Pero los actuales procesos de desagrarización, en unos casos, y de intensificación de la producción agraria, en otros, están produciendo alteraciones notables en los modelos tradicionales de uso y gestión de amplios sectores del espacio forestal. En la primera circunstancia, de la sobreexplotación de los bosques y de una fuerte presión agrícola y ganadera se ha pasado al otro extremo, con lo que el bosque ha invadido amplios terrenos que carecían de arbolado hace tan sólo unas décadas; en la segunda, terrenos antiguamente desarbolados se han destinado a plantaciones intensivas con especies foráneas, donde prima el máximo beneficio económico y especulativo. Con todo, aunque muchos de nuestros bosques presentan un estado bastante precario de biodiversidad y salud, a día de hoy perduran importantes manchas forestales que muestran modelos de gestión sostenidos en el tiempo y altamente sostenibles, paisajes patrimoniales que el manejo antrópico mantiene como verdaderos vergeles de biodiversidad.

La biodiversidad es elevada en los bosques maduros, que se caracterizan por la presencia de viejos árboles plagados de huecos y cavidades en sus fustes, típicos de los estadios sucesionales avanzados, que configuran un vuelo pluriestratificado; por la abundancia de tocones y madera muerta en pie y en el suelo en diversos estadios de descomposición; por la profusión de líquenes y briófitos, muchos de ellos epífitos; por la estructura más o menos compleja del sotobosque;

por la frecuencia de claros ligados a los huecos en el dosel; por una microtopografía de pequeñas elevaciones causadas por la caída de árboles; por la presencia de mantos y orlas arbustivas flanqueando la masa boscosa; y por un cortejo macro y microfaunístico estrechamente asociado al ambiente forestal, al igual que ocurre con las plantas nemorales que no viven fuera del microclima de los bosques maduros. Por el contrario, la biodiversidad disminuye en el arbolado joven, donde el vuelo tiende a ser más uniforme, la estructura más simple y el sotobosque más intrincado. Pero lo habitual es que los espacios forestales estén compuestos, simultáneamente, por rodales o bosquetes en todas las fases de desarrollo, formando su conjunto una estructura heterogénea a modo de mosaico. En el ecosistema bosque los árboles son la entidad que más se destaca; pero no la única, pues suelen estar acompañados en el sotobosque y en sus márgenes por una nutrida nómina de arbustos y subarbustos, lianas y especies herbáceas. A ellos se unen hongos, musgos, líquenes, bacterias, invertebrados, anfibios, reptiles, aves y mamíferos que encuentran en su seno refugio y alimento. También la madera muerta es fuente de vida para las especies saproxílicas. La flora muscinal, fúngica y líquénica constituye, por una parte, el componente biológico que más aporta a la diversidad, pues su riqueza en especies es muy superior a la de las plantas superiores de las comunidades en las que se insertan, sobre todo si consideramos la fracción fúngica que pervive gran parte del año dentro del suelo, y que sólo solemos visualizar a través de sus cuerpos fructíferos o setas; y, por otra, desempeña funciones ambientales de primera magnitud en el ecosistema forestal.

El desempeño de la flora muscinal en la sustentabilidad biológica es fundamental, pues optimiza el equilibrio hídrico al absorber y almacenar el agua y liberarla lentamente en épocas de sequía; produce materia orgánica; estabiliza los suelos y partículas minerales, previniendo su pérdida por erosión y reteniendo sus nutrientes; captura sedimentos y agua que son aprovechados por líquenes, hongos, invertebrados y pequeños vertebrados; brinda refugio para insectos y otros organismos micro y macroscópicos y material de construcción de nidos para aves y guaridas de pequeños mamíferos; coloniza sustratos donde la flora vascular está ausente, aportando con su cobertura vegetal mayor humedad y superficie fotosintética activa, sobre todo durante el invierno, momento en que la vegetación arbórea, arbustiva y herbácea entra en fase de reposo; favorece la germinación en su seno de semillas de las plantas superiores; y fija el carbono atmosférico mientras liberan oxígeno.

Los líquenes son utilizados como indicador biológico de la calidad atmosférica debido a su longevidad y porque obtienen la mayor parte de sus nutrientes del aire, lo que los hace muy sensibles a las impurezas presentes en el medio. Son, por tanto, fidedignos biomonitores espacio-temporales de las condiciones ambientales y de las perturbaciones provocadas por distintos tipos de estrés (contaminación, baja calidad del aire, cambio climático, fuego...). Estas propiedades les permiten actuar de detectores de las primeras señales de alarma en sistemas naturales, así como del grado de recuperación tras las alteraciones. Su importancia se ve aún más reforzada si se tiene en cuenta que protegen el suelo forestal, contribuyen a su formación, al funcio-

namiento de los ecosistemas y a la germinación de las semillas; participan en ciclos vitales como el del carbono o el agua; son excelentes recicladores de nutrientes, en especial de aquellos en los que parte de su ciclo ocurre en el medio atmosférico; y, como los musgos, brindan refugio para insectos y otros organismos micro y macroscópicos, y material de construcción de nidos para aves y guaridas de pequeños mamíferos. Algunos líquenes son, además, alimento de la macrofauna (jabalí...).

Los hongos, además de su importancia económica por su uso alimentario y medicinal y de su carácter patógeno en forma de plagas forestales, ejercen un papel de primera magnitud en el ecosistema forestal, ya que descomponen la materia orgánica, dejándola disponible para que la aprovechen otros organismos. Muchos de ellos se nutren, en efecto, de sustancias producidas por la descomposición de la materia orgánica muerta (tanto vegetal como animal), por lo que, junto con las bacterias, están involucrados en el reciclaje de los bosques. Para ello, utilizan enzimas capaces de degradar las fuentes de carbono complejas como la celulosa, la lignina o el almidón y transformarlas en moléculas sencillas y nutritivas como azúcares y aminoácidos. Su labor saprofitica se complementa con el de otros organismos (insectos, lombrices...) que también son esenciales para la descomposición de la madera, pero que actúan a mayor escala ayudando, mediante la acción mecánica, a fragmentarla y formar galerías en su interior que permiten el flujo de aire cargado de las esporas de hongos y de bacterias que se encargarán de rematar el trabajo de reciclado. A ese grupo de hongos se une otro particularmente beneficioso para las plantas superiores, cuales son los micorrizógenos, que se asocian a las raíces, favoreciéndoles la absorción de determinados nutrientes a cambio de productos generados por las propias plantas. Además de los que crecen sobre el suelo, algunas de sus formas aéreas configuran epífitas sobre troncos y ramas, en tanto que las subterráneas generan micorrizas, asociaciones simbióticas entre las hifas del hongo y las raíces de las plantas superiores que cobran una importancia vital en la vida del bosque, pues conectan a manera de red social los árboles y arbustos, lo que favorece sus intercambios mutualistas y robustece su capacidad de resiliencia ante las inclemencias y perturbaciones ambientales.

El bosque suele ser generoso en plantas leñosas que producen madera, hojas y frutos carnosos que constituyen un recurso trófico esencial para la fauna forestal. La elevada productividad del bosque optimiza, pues, la presencia de zoomasas; eso sí, integrada en su mayor parte por la microfauna residente en el suelo y en la materia en descomposición. En efecto, suele ser habitual que la fauna vertebrada contenga clases relativamente pobres, como las de anfibios y reptiles; lo que contrasta con la riqueza en mamíferos y aves. En un medio tan diverso como el forestal no es extraño que el polifacético mundo de los invertebrados alcance cotas máximas de complejidad. Entre ellos son especialmente los insectos quienes aportan el mayor contingente de organismos animales a la biodiversidad forestal, constituyendo el soporte de los entramados biológicos que se desarrollan en dichos ecosistemas; no en vano muchas de sus especies son presas habituales y forman parte de la dieta de muchos vertebrados terrestres sujetos a normativas de protección.

## EL BOSQUE PROTECTOR

Si en el epígrafe anterior hemos constatado en qué medida las características de los bosques actuales y su biodiversidad reflejan la evolución ambiental y el devenir histórico de la impronta antrópica, y delatan las peculiaridades del ambiente en el que radican («bioindicación»), vamos ahora a abordar, en la otra cara de la misma moneda, el papel que ejercen los bosques en sus funciones de regulación, control y protección del medio que les acoge («bioacción»).

El bosque proporciona unas «funciones de servicio» ambiental aún más impagables que las «funciones de producción». En efecto, sin los beneficios indirectos de las prestaciones ecosistémicas, no existirían los directos de provisión de recursos madereros y no madereros. En el abordaje clásico de la economía lineal los recursos naturales, entre ellos los forestales, son valorados exclusivamente como fuente de materias primas que, a través de determinados procesos de transformación, se convierten en productos materiales que satisfacen las necesidades de las personas. Pero los modelos de economía lineal están dando paso a los de economía circular, en los que la evaluación de los recursos ambientales se acomete desde una visión mucho más completa y compleja, que reafirma la estrecha relación entre sociedad y medio ambiente.

Así, hoy sabemos que la sociedad también satisface sus necesidades contemplando un paisaje o disfrutando de la naturaleza en un bosque y que los ecosistemas forestales son capaces de ofrecernos servicios tan importantes como la fijación del CO<sub>2</sub>, la protección del suelo ante los procesos erosivos, el filtrado y optimización de la calidad del agua, la biodiversidad florística y faunística, el disfrute estético... Se trata de los denominados «valores de no uso» de los que, con frecuencia, solo nos acordamos cuando la degradación de estos ecosistemas nos obligan a tener que pagar el servicio que antes los bosques nos brindaban gratuitamente.

### Climático

El papel fitoagente climático del bosque sobre el medio en el que se asienta se concreta, principalmente, en la regulación de las condiciones topo-microclimáticas. Cuanto mayor es la cobertura y pluriestrata su estructura tanto más efectiva resulta la generación y el control de un ambiente climático propicio para el desarrollo y estabilidad de la biocenosis. Sus manifestaciones primordiales estriban en la generación de un microclima interno más umbroso e isotérmico; en la minimización de las sequías al mantener la humedad ambiental; en la atenuación de las oscilaciones térmicas, del riesgo de heladas a nivel del suelo y del exceso de insolación; en la función de cortavientos, lo que se traduce en una menor evapotranspiración y en la mejora de la actividad fotosintética; en la conformación de barreras naturales que evitan la contaminación por deriva tanto por el aire como por el suelo; en la mitigación del cambio climático y fijación del CO<sub>2</sub>, disminuyendo los riesgos y dando flexibilidad para cambiar hacia especies o variedades adaptadas a las nuevas condiciones; y, en definitiva, en la generación de ambientes favorables que amortiguan las fluctuaciones del clima que pueden dañar a la vegetación.

Los sistemas forestales muestran una respuesta microclimática muy específica, aspecto que juega un papel destacado en el mantenimiento de la diversidad ecológica de los ecosistemas terrestres. Las condiciones bajo una cubierta boscosa definen un ecoclima caracterizado por las modificaciones que sufren las variables de estado del sistema aire-suelo respecto a las condiciones climáticas generales. Éstas se manifiestan, básicamente, en una suavización de los valores extremos tanto a nivel del aire como del suelo, circunstancia que resulta vital para la instalación y desarrollo de las especies que, de forma natural, integran las fitocenosis forestales. La variabilidad de las condiciones de luz, temperatura, humedad y viento del sotobosque en el tiempo y en el espacio permite la segregación de nichos y la coexistencia de especies activas en distintos momentos o presentes en distintos micrositios.

### Geomorfológico

El papel fitoagente geomorfológico del bosque, principalmente en comunidades de alta cobertura y óptima estructura, reside en su condición de elemento de interferencia y protección —minimizador de riesgos y optimizador del equilibrio y estabilidad del sistema— frente a los procesos gravitacionales y morfogenéticos. El entramado vegetal contribuye eficazmente a generar situaciones de biostasia y fitoestabilidad, tanto a nivel de vuelo como de suelo, pues los arbustos y las hierbas son tan efectivos al respecto como los árboles siempre que sus niveles de cobertura no sean inferiores al correspondiente nivel crítico. Sus manifestaciones primordiales estriban en el freno de la dinámica erosiva y de deslizamiento de laderas; en la amortiguación del impacto de avenidas e inundaciones; en el establecimiento de barreras contra la erosión eólica en llano e hídrica en pendiente.

La cubierta forestal contribuye de manera eficaz a la aminoración tanto la erosión eólica como la hídrica del suelo y depósitos superficiales al reducir la fuerza de impacto de las gotas de lluvia y, una vez originada la escorrentía superficial, aminorar la velocidad de la arroyada y facilitar, con ello, la infiltración. La trama forestal, especialmente la radicular, además de proteger y sujetar el suelo y el regolito, absorbe el exceso de agua que, al fluir por las laderas, socava el terreno haciendo que se deslice en pendientes inclinadas. Su importancia es tal que, incluso cuando se deforesta la parte aérea, la malla de raíces retiene el suelo y la alterita durante el tiempo que tarde en descomponerse. Con todo, si la cubierta vegetal escasea, el riesgo de erosión por acción del agua es máximo en periodos de lluvias intensas en que el suelo se encuentra saturado. El efecto de la escorrentía resultante elimina cantidades importantes de material edáfico y origina regueros que actúan como ruta principal del agua.

### Hidrológico

El papel fitoagente hidrológico del bosque, fundamentalmente en comunidades de alta cobertura y óptima estructura a nivel del tapiz herbáceo, muscinal y húmico, se concreta en la regulación de las características físicas, químicas y biológicas de las aguas, en el mantenimiento de los recursos hídricos, en la regulación y moderación de la escorrentía, en la infiltración del agua en el suelo y consecuente optimización de la

calidad del agua, que tanta importancia posee en la salvaguarda de la disponibilidad hídrica para la biocenosis, en la minimización del riesgo de avenidas e inundaciones, en la reducción de la carga de sedimentos y, en definitiva, en el equilibrio y estabilidad del sistema. Sus manifestaciones primordiales estriban en el nivel creciente de interceptación de la precipitación y humedad ambiental; en la función de apertura mediante las raíces de espacios que actúan como conducciones para el agua; en la optimización de la infiltración y recarga de acuíferos; en la ralentización de la escorrentía y lavado del terreno; en la mejora de la calidad de las aguas superficiales y subterráneas.

Los bosques desempeñan un papel clave en el ciclo del agua en función de tres elementos: el área foliar de los diversos estratos de vegetación, la cuantía y tipo de hojarasca y el perfil edáfico con raíces vivas y muertas que confieren al suelo condiciones apropiadas de macroporos y permeabilidad. Las masas arbóreas producen una redistribución del agua precipitada en razón de la infiltración, la escorrentía, la interceptación, la evapotranspiración (íntimamente ligada al volumen del follaje) y la capacidad de almacenamiento. De manera que es un hecho patente que el complejo forestal reduce el coeficiente de escorrentía e incrementa el de regulación, lo que amortigua y retrasa la aparición de puntas de avenida y prolonga el tiempo de desagüe, contribuyendo, de este modo, a minimizar el riesgo de riadas e inundaciones repentinas. Por tanto, los bosques optimizan la capacidad de infiltración de agua en el subsuelo, lo que, además de incrementar las reservas para el consumo de los humanos y otros organismos, mejora la calidad del agua en sus parámetros físicos, químicos y biológicos al retener y depurar las impurezas contenidas en ella. De ahí que las aguas de los bosques se caractericen por su bajo contenido de elementos contaminantes provenientes de emisiones y vertidos agrícolas, industriales y urbanos, así como de sedimentos y carga de nutrientes transportados por las escorrentías superficiales.

### Edáfico

El papel fitoagente edáfico del bosque se concreta en la generación de materia orgánica susceptible de reciclaje, y, concomitantemente, en la generación y evolución de la interfaz edáfica, así como en sus caracteres y cualidades físico-químicas, de tan notable incidencia en la biocenosis, el hábitat y el bio-geotopo y, en definitiva, en el equilibrio y estabilidad del sistema. Sus manifestaciones primordiales estriban en la optimización de la potencia, textura y estructura del suelo; en su regeneración y fertilidad; en la actuación como bomba de recirculación al potenciar la biomasa radicular que puede alcanzar niveles profundos y recuperar nutrientes lavados de la superficie; en la evitación del barrido de la capa superior del suelo por parte del viento; en la mejora del contenido de materia orgánica; en la potenciación del efecto descontaminante de los suelos en lo que concierne a agroquímicos e, incluso, tóxicos naturales cuando los suelos o rocas poseen metales pesados; en la fijación del exceso de concentración de nitrógeno; y en su papel de sumidero de carbono. Por su parte, la microflora y microfauna edáficas optimizan las condiciones de los suelos y la mineralización de la carga orgánica que los enriquece.

El sistema radicular del arbolado, además de ejercer una importante acción de meteorización física sobre el material litológico para extraer los nutrientes necesarios para su ciclo vital y jugar, al mismo tiempo, un importante papel fitoestabilizador ante la erosión, contribuye a incrementar el contenido de materia orgánica del suelo mineral y el reciclaje de nutrientes. Realiza, además, diversos procesos edáficos en profundidad: aprovecha grietas en el lecho rocoso, abre canales para que circule el agua en suelos compactados y estimula la proliferación de organismos fijadores de nitrógeno. Los suelos forestales atesoran una edafogénesis singular, ya que la vegetación arbórea incide en los procesos formativos del suelo mediante la actividad biológica. Un proceso consustancial a todas las masas boscosas naturales es el de la bioturbación, generada por la muerte de los árboles y su caída. Por efecto del derrumbamiento, el sistema radicular queda al aire, arrastrando una importante masa de suelo. El vacío resultante es rellenado poco a poco por los materiales que previamente lo conformaban, y también por la hojarasca y elementos en suspensión o que llegan allí arrastrados por la escorrentía superficial. Se trata de un proceso que genera edafodiversidad y optimiza la fertilidad de los bosques, ayudando a mantener su vigor. Paralelamente, es en los claros así generados y que reciben una mayor incidencia lumínica donde pueden germinar las semillas de la mayoría de especies forestales, lo que asegura la renovación de la cubierta vegetal.

### Biótico

El papel fitoagente biótico del bosque es especialmente positivo en comunidades de alta cobertura y óptima y diferenciada estructura, en las radicadas en ambientes ecotonales y en aquellas que generan abundante producción trófica y ofrecen especial protección. Su rol minimizador de riesgos para la flora y la fauna (soporte, refugio, hábitat y almacén trófico) redundan en la optimización del equilibrio y estabilidad del sistema. Es, en cambio, adverso y limitante en aquellas situaciones en que determinadas especies, habitualmente xenófitas, consiguen adueñarse del medio desplazando a las titulares del territorio hasta derivar a veces en agrupaciones paucio, incluso, monoespecíficas, que dan lugar a ambientes a menudo adversos para la fauna y flora locales. En efecto, no pocas veces las plantas alóctonas invasoras perennizan su dominancia gracias a que poseen sustancias tóxicas u otras formas de defensa que evitan que sean consumidas o desplazadas por la vegetación local.

Sus manifestaciones primordiales estriban en la creciente diversidad y abundancia de recursos tróficos y de refugio para la fauna residente, clave, a su vez, en la polinización, germinación y dispersión de los taxones vegetales; en la pervivencia de la flora autóctona afectada por la deforestación y la proliferación de plantaciones forestales simplistas; en la optimización de la alimentación, nidificación y refugio de la fauna silvestre que, a su vez, controla de forma natural las plagas agrícolas; en la creación del hábitat que sustenta la vida de los microorganismos que habitan los suelos u otras partes del ecosistema, incluyendo aquellos que producen especiales beneficios para las propias plantas (rizobios, micorrizas...); y en el incremento de la biodiversidad aérea y del suelo, incluyendo la de organismos polinizadores y antagonistas de

las plagas. Y, de forma especialmente destacable, en la configuración de corredores ecológicos que conectan diferentes manchas forestales que han sido aisladas hasta el punto de comprometer, por consanguineidad, la supervivencia y evolución genética de determinadas especies. Además, gran parte de los vertebrados que se refugian o viven en estos conectores son los mismos que por endozoocoria van ampliando el área de distribución de las especies vegetales que los conforman, de manera que existe una relación positiva de protocooperación.

Las interacciones entre plantas y animales son especialmente multiformes como resultado de que prácticamente todos los elementos de flora y fauna deben interactuar entre sí para sobrevivir y reproducirse, bien parasitándose, bien depredándose o bien conformando relaciones mutualistas entre ellas. Del mismo modo que los animales han ido perfeccionando la habilidad para alimentarse directamente de los tejidos vegetales, también las plantas han desarrollado la de explotar a los animales. Por consiguiente, la trama de interacciones entre la flora y la fauna involucra una combinación de relaciones mutualistas y antagonistas que evoluciona en un mundo en transformación constante y cada vez más mediatizada por el manejo humano, pretérito y actual, del territorio. En efecto, los impactos antrópicos directos e indirectos han condicionado y condicionan con creciente intensidad, el tipo y balance global de las interacciones planta-animal al provocar extinciones selectivas de especies, al introducir especies exóticas y al fragmentar y degradar los hábitats originales. Vegetales y animales dependen, pues, los unos de los otros y conforman un subsistema interactivo que se retroalimenta y coevoluciona, a menudo en coordinación con la parte menos visible de los ecosistemas, como son los microorganismos de origen fúngico y bacteriano. Por ello resulta imprescindible el estudio de los vínculos flora-fauna mediante una aproximación multidisciplinar que explique en profundidad la ecología de las especies; lo que permite establecer medidas de gestión adecuadas que garanticen su regeneración exitosa ante las nuevas circunstancias ambientales y socioeconómicas.

### EL BOSQUE PRODUCTOR

La configuración que actualmente presentan nuestros bosques tiene mucho que ver con la intervención humana, pretérita y actual, sobre ellos. Por eso, junto a sus características ecológicas y estructurales básicas, la comprensión de los paisajes forestales no puede realizarse sin complementar la dimensión natural con la realidad cultural, plasmada esta última en los usos que tenían el árbol y el bosque como objeto de explotación, de las prácticas derivadas de ellos y de los sistemas de organización y control social.

Los forestales representan hoy día uno de los recursos naturales potencialmente renovables más polivalentes del planeta. Así, los bosques cuentan con funciones productivas que generan bienes y servicios valorados y remunerados monetariamente por la sociedad a través de mercados comerciales de producción de materias primas. Conllevan, además, funciones sociales, pues ofrecen puestos de trabajo, directos e indirectos, para obtener bienes primarios necesarios para el sector secundario y terciario. Atesoran, por otra parte, un gran patrimonio en forma de oficios antiguos,



yacimientos arqueológicos, elementos etnoculturales, tradiciones, formas y morfologías arbóreas y paisajísticas concretas, etc. Estas funciones, tan íntimamente imbricadas con las sociedades rurales, son extrapolables hoy día a las urbanas, pues sus atractivos estéticos, ambientales, ecológicos y educacionales constituyen un recurso para actividades de ocio, recreo y esparcimiento. Además, los espacios forestales cumplen un importante cometido respecto a la investigación, el desarrollo científico y tecnológico, y a la transmisión de todos los valores que atesoran a la sociedad, en general, y a la población infantil y juvenil, en particular; tanto más cuando muchas de las prácticas que los han mantenido secularmente están desapareciendo y conviene que sean conocidas y valoradas por las nuevas generaciones.

Los aprovechamientos materiales abarcan no solo los productos que están en la base de la cadena de valor del sector forestal maderero (desde la actividad viverista y la tala hasta la terminación como producto final), sino también una amplia gama de recursos no madereros. Entre estos últimos abundan elementos de gran utilidad, sobre todo para las poblaciones rurales: pastizales, brozas y hojarascas para la ganadería extensiva, miel, frutos y semillas silvestres, hongos y trufas, resina, caza, plantas medicinales y aromáticas...

En lo tocante a los beneficios inmateriales, los bosques ejercen un importante papel como fuente de actividades recreativas y de esparcimiento en las sociedades modernas. Contribuyen de muchas maneras al bienestar físico y mental de las personas, y ofrecen ambientes reconstituyentes, es decir lugares donde la gente puede encontrar sosiego, relajarse, evitar el ruido y reducir el estrés. Y todo ello de manera gratuita, lo que nos da idea de hasta qué punto los bosques valen mucho pero cuestan poco.

Por tanto, los recursos naturales, entre ellos los forestales, no han de ser valorados exclusivamente como proveedores de materias primas que a través de los correspondientes procesos de transformación se convierten en productos que satisfacen las necesidades de las personas (valores productivos). También contienen valores recreativos y vivenciales que, junto a los que podríamos denominar emocionales e inspiradores, serán objeto de atención de esta segunda parte. La vertiente más desconocida del patrimonio cultural es, sin duda, la etnográfica, ya que su contenido es, en buena medida, intangible, incluyendo en él la herencia tanto material como ideacional, transmitida por la costumbre. De hecho, no pocas de las expresiones lingüísticas, frases hechas, refranes, etc. que con el tiempo se han aplicado para describir otros elementos, provienen en su origen de la relación entre el ser humano y las plantas, que a lo largo de la historia han sido los principales proveedores de medicinas y alimentos para la mayoría de la población.

#### De recursos materiales

Los bosques brindan gran cantidad y variedad de productos materiales de notable valor económico. En las últimas décadas, el aumento imparable de la demanda de recursos a nivel global debido, entre otros motivos, al crecimiento de la población mundial y a la expansión de las economías emergentes, ha provocado una notable aceleración en el consumo de estos productos. Esta situación, típica del modelo

tradicional de economía lineal («extraer, producir, usar y tirar») que considera que los recursos naturales son casi infinitos, que lleva a cabo su aprovechamiento con esquemas que podríamos calificar como «de extracción minera» y que desconoce los efectos que los distintos procesos productivos pueden tener sobre las personas y el medio ambiente, ha provocado fuertes impactos y una creciente degradación del medio forestal. Y, aun cuando siempre se ejemplifique en los ecosistemas tropicales, ello sucede tanto a nivel global como regional y local.

Ante este panorama, cada vez más preocupante, se impone adoptar el modelo alternativo de economía circular. El nuevo paradigma («reducir, reutilizar y reciclar») conlleva un cambio en el modo de utilizar los recursos naturales y tiene como objetivo principal unir la economía con la sostenibilidad, generando valor añadido a la materia prima, favoreciendo el reciclaje y creando pocos residuos. En su virtud, el valor de los productos y materiales se mantiene durante el mayor tiempo posible, los residuos se reducen al mínimo y los recursos se reintroducen repetidamente en el ciclo productivo creando valor cuando los bienes llegan al final de su vida útil. Por lo que este modelo se concibe y consolida como un proceso que optimiza el uso de los recursos y fomenta la eficiencia de los sistemas productivos, al mismo tiempo que garantiza el crecimiento económico, el bienestar de la sociedad y la preservación del capital natural.

Es este el contexto en el que se concede atención creciente al concepto de «cadena de valor», donde el paso de la actividad del sector primario (recolección, cultivo, etc.) al procesamiento industrial y a la comercialización genera un valor añadido en el que cada vez es más relevante el ajuste de beneficios, de modo que éstos no se queden sólo concentrados en los distribuidores o comercializadores finales.

#### *Productos forestales madereros*

Desde los albores de la humanidad, el aprovechamiento de la madera ha jugado un papel vital en la historia de las civilizaciones. En un principio se destinó, fundamentalmente, a combustible, tanto en bruto como en forma de carbón vegetal. Pero, con el tiempo y dadas sus propiedades de resistencia, durabilidad, adaptabilidad y versatilidad, se empezó a utilizar también como material de construcción y de elaboración de toda clase de muebles, herramientas y utensilios... A todos ellos se fueron sumando, en tiempos modernos, nuevos usos (fabricación de chapas y tableros; piezas de carpintería y ebanistería; estructuras para la construcción; envases y embalajes; obtención de pasta y papel, etc.). Ligera, reciclable, precisa y, sobre todo, sostenible, la madera está en camino de sustituir al hormigón y el acero para crear una arquitectura más evolutiva.

Su mercado vive una burbuja; hasta el punto de que ya se puede hablar de una «revolución de la madera», que está convirtiéndose en el oro del siglo XXI. Buena prueba de ello es que el negocio del tráfico ilegal de maderas nobles es atractivo para las organizaciones criminales a nivel internacional porque mueve cada día más dinero, y porque las penas asociadas a esta actividad criminal son menores que en el caso de las de las drogas y las armas. Ello incrementa exponencialmente la amenaza de una destrucción masiva de bosques a escala planetaria.

A día de hoy, en nuestro país la mayor parte de los aprovechamientos madereros proviene de los cultivos forestales, siendo mínima la contribución de los bosques autóctonos; entre otros motivos porque, en su práctica totalidad, estos últimos se ubican en enclaves acogidos a diversas figuras de protección que, de manera periódica, tasada y controlada, sí permiten la extracción de leña. En efecto, las plantaciones forestales han constituido la verdadera revolución vegetal de nuestro tiempo. En efecto, así como en siglos pasados se abordaron prácticas de repoblación genuina —bien es cierto que, casi siempre, de modesto alcance— con especies autóctonas, la casi totalidad de las forestaciones actuales presentan carácter de «cultivo», dada su monoespecificidad, su masificación, su breve turno de corta y su objetivo de rentabilidad económica en detrimento del de conveniencia ecológica y paisajística. Se trata, además, de masas coetáneas cuya estructura se ha simplificado en extremo con objeto de eliminar cualquier tipo de competencia que impida un normal y rápido crecimiento del arbolado, o que dificulte la realización de los trabajos normales de explotación.

De manera que, en puridad, estas plantaciones no se pueden considerar bosques —éstos ni se plantan ni se tratan con fitosanitarios— sino cultivos agrícolas de árboles foráneos que no han tenido tiempo de desarrollar la trama de relaciones tróficas que les permite funcionar como un sistema integrado. Los auténticos bosques configuran ecosistemas fruto de la coevolución a lo largo de mucho tiempo entre las plantas que han sido capaces de colonizar el territorio y que dominan el paisaje, otras que se han adaptado a vivir en el ambiente forestal, los animales que dependen de todas ellas y los organismos descomponedores y detritívoros que reciclan y mineralizan la materia orgánica.

El maderero constituye un sector que, en los tiempos que corren, está teniendo que enfrentarse a la creciente competitividad externa, a la obsolescencia de la tecnología y a la competencia de nuevos materiales sustitutivos. Tanto es así que, en las últimas décadas, el valor económico del sector forestal ha sufrido una disminución que sobrepasa el 50 %; y ello a pesar de los esfuerzos financieros realizados en forma de subvenciones e inversiones públicas. Por otra parte, se ve fuertemente afectado por los altibajos de los ciclos económicos, de escala tanto global como regional o local, que determinan bien el auge, bien la paralización del sector de la construcción. El estallido de la burbuja inmobiliaria asociado a la crisis global de 2008 y, muy recientemente, la hecatombe provocada por la pandemia del COVID-19 han destruido buena parte de la red empresarial, mayoritariamente constituida por pequeñas y medianas empresas. Resulta, pues, evidente que, para minimizar este tipo de riesgos, el sector debe apostar por su modernización apoyando a los clústeres colaborativos y a las nuevas *startups* tecnológicas que buscan innovar para encontrar soluciones modernas, más imaginativas y ambientalmente sostenibles.

#### *Productos forestales no madereros*

Los productos forestales no madereros (plantas y elementos comestibles, plantas medicinales, plantas para alimento y uso de la cabaña ganadera, rendimientos aso-

ciados a la actividad cinegética y la pesca fluvial...) constituyen materiales de gran utilidad para la sociedad y, sobre todo, para la población rural. En otros tiempos, su recolección constituía una fuente importante de empleo local y jugaba un papel muy significativo en las economías campesinas, basadas en la obtención combinada de ingresos de fuentes variadas que tenían óptimos de actividad diferenciados a lo largo del año, de modo que una misma familia recolectaba diversos productos madereros no forestales al tiempo que se dedicaba a la agricultura o ganadería. La tendencia actual a la re-ruralización, en la que la vuelta a las actividades tradicionales está protagonizada por gente joven con conocimientos técnicos cada vez más precisos, aboga, precisamente, por la combinación de múltiples fuentes de ingresos para cada unidad familiar, donde los productos forestales no maderables se combinan con el turismo rural u otras actividades que actúan de fuentes de ingresos económicos.

Era una actividad ancestral, practicada en la mayoría de las ocasiones por la población femenina, que permitía generar recursos e ingresos a la economía familiar y proporcionaba oportunidades para la mejora de su calidad de vida. La recolección de estos productos llevaba consigo un conocimiento en muchos casos inmemorial, heredado por vía oral y que era parte del patrimonio cultural de los pueblos. Pero en los tiempos que corren, la sociedad vive momentos de casi total desinterés por muchas de las antiguas tradiciones, que considera trasnochadas, lo que ha ocasionado una grave merma de tan valiosa sabiduría.

En los países desarrollados, la despoblación rural ha llevado consigo el cese de la recolección de muchos de estos productos. Sin embargo, otros siguen manteniendo un alto interés y son considerados de elevada calidad y autenticidad por las sociedades desarrolladas, que los reivindican como naturales y de excelencia; lo que no les libra de sufrir la antedicha y creciente competencia de sucedáneos de menor precio. De manera que, en la actualidad, buena parte de los productos forestales no madereros no llega nunca a los mercados formales por destinarse al autoconsumo y consumo local. En las pequeñas poblaciones formaban parte de los regalos entre familias y allegados en forma de trueque o como pago por favores, ayudando a reforzar lazos de relación social. Esta costumbre es aún habitual, porque muchos de los productos comestibles que se recolectan (setas, bayas, etc.) no pueden conservarse pero, por su fenología, sólo están disponibles durante pocos días, por lo que se recogen en cantidades muy superiores a las que una sola familia puede consumir.

Vertebrar las cadenas de valor de estos productos silvestres para hacerlas sostenibles y, sobre todo, rentables para todos los actores sigue siendo un desafío. Su impulso pasa por visibilizar este carácter de bienes naturales, por informar a los consumidores, por sensibilizarlos, por hacerles valorar esas alternativas verdes y conseguir que estén dispuestos a pagar un justiprecio por ellas. Se reivindicaría con ello el papel de los alimentos de proximidad, de temporada, libres de agrotóxicos, obtenidos de acuerdo con el diseño ecosistémico del lugar donde son producidos a partir de especies cuyo material genético no ha sido manipulado. La experiencia demuestra que estos productos atraen más al consumidor o al visitante de áreas rurales cuando, de modo explícito o implícito, forman parte de una oferta cultural,

ligando su recolección y uso a tradiciones locales únicas, de alto interés etnográfico. A pequeña escala, muchos de estos productos reproducen el esquema de las «denominaciones de origen» agroganaderas, reivindicando su especial singularidad geográfica pero sin aspirar a una producción a gran escala que, de hecho, no sería sostenible desde el punto de vista ecológico.

#### De recursos inmateriales

El bosque provee de productos inmediatos —bienes materiales medibles o evaluables en especie— a los que se les puede aplicar una valoración económica a través de precios unitarios contrastados por el mercado. Pero también de productos mediatos, externalidades que requieren otros métodos de valoración en los que los beneficios económicos han de medirse de modo indirecto; es el caso de los recursos inmateriales e intangibles que ofrecen los bosques para la cultura, la recreación, el bienestar, el placer estético, la reflexión, la terapia mental, el disfrute espiritual, el sentimiento de pertenencia, la investigación científica básica y aplicada y el desarrollo cognitivo y el aprendizaje a todos los niveles.

A tal fin, una de las técnicas más extendidas es la valoración de los costes a través de encuestas que miden cuánto estarían dispuestos los ciudadanos a pagar por esas externalidades (DAP: disposición al pago), en especial si se les pone en la tesitura de que los beneficios actuales desaparecieran. Estas encuestas, combinadas con los valores conocidos (coste de reparación de daños por avenidas fluviales, erosión, etc. que podrían ser ampliamente minorados si se hubieran conservado los bosques, especialmente los nativos) se han analizado exitosamente mediante técnicas analíticas de planificación estratégica que, en lugar de a la economía de empresas, se aplica al valor del medio natural.

#### Esparcimiento

Desde que, a mediados del siglo XX, los espacios forestales empezaron a asumir nuevas funciones relacionadas con el esparcimiento al aire libre y disfrute estético, el papel económico y social que desempeñaban los bosques se reforzó de modo considerable, excediendo ampliamente los estrechos límites de actividad que les atribuían las sociedades rurales tradicionales. La aparición de estos nuevos servicios recreativos está asociada, principalmente, al incremento de los niveles de desarrollo y al constante proceso de urbanización de la población. Del primero de estos hechos se derivó una mayor disponibilidad de rentas personales y un aumento de los periodos vacacionales de la población que, anteriormente, sólo podían disfrutar las clases altas. El segundo provocó una insatisfacción creciente entre muchos ciudadanos, angustiados por los ritmos estresantes que impone el modo de vida urbano y por la ausencia de áreas naturales bien conservadas en un entorno próximo, ya que las zonas rurales próximas se habían ido convirtiendo en cinturones industriales, y la antigua diversidad paisajística en monotonía de monocultivos forestales madereros.

Ambos factores, junto con el incremento en la capacidad de desplazamiento que trae consigo la generalización de los medios de locomoción personales, explican el auge creciente de las funciones recreativas del bosque. A ello hay que unir, de modo

muy reciente, el fuerte giro sociológico en favor de los hábitos de vida saludables que ha generalizado prácticas hasta hace poco minoritarias (ecoturismo, senderismo, *mountain bike*...), así como los deportes de aventura y naturaleza (*geocaching*, *paintball*, arborismo...), lo que ha supuesto un nuevo argumento para conservar los espacios forestales.

No cabe duda de que el *boom* imparable de las actividades de ocio, esparcimiento y deporte en la naturaleza, no exento de impactos no deseados, incide positivamente en la concienciación progresiva de la necesidad de la conservación, protección y recuperación de los espacios forestales. Se reivindica, con ello, la mejora del entorno estético y paisajístico, de gran valor emocional para campesinos y visitantes, de cara a optimizar el cromatismo fenológico y conferir diversidad de formas y volúmenes al *collage* agrario; se contribuye a la potenciación del turismo ecológico o verde, cada vez más importante para el mantenimiento y desarrollo de las economías rurales; se reclama la preservación de la cultura rural, de una ancestral estructura de manejo del territorio adaptada a las características naturales de la campiña cantábrica; se demanda el mantenimiento de una biodiversidad que genera un servicio ambiental altamente valorado por la población residente y visitante; y se refuerza el sentido de identidad y de pertenencia al territorio.

A ello debe unirse, en muchos casos, la fuerte carga identitaria del bosque, que entronca perfectamente con las reivindicaciones de mayor reconocimiento social de la idiosincrasia colectiva; lo que, a su vez, se combina con las tendencias actuales que ayudan a incrementar los lazos entre las culturas urbana y rural, caso de la soberanía alimentaria, la recuperación del patrimonio etnográfico, etc. La mirada turística rara vez se orienta al conjunto de la superficie forestal, pues los visitantes se sienten atraídos por «nodos» concretos que generan una actitud cuasi de liturgia de obligado cumplimiento. En efecto, se valora especialmente los bosques dotados de «encanto» (incluidos algunos arbolados de plantación), y los que contienen árboles monumentales, sobre todo si están cargados de mitología y simbología.

Pero la frecuentación masiva puede ocasionar también impactos no deseados, difíciles de controlar, lo que obliga a las administraciones públicas a abordar labores de concienciación, así como a minimizarlos con el objetivo de preservar los valores naturales y culturales propios del bosque. La mitigación de estos riesgos les emplaza, también con la colaboración de la iniciativa privada, a implementar las inversiones necesarias en infraestructuras, dotaciones, centros de interpretación, itinerarios señalizados, paneles explicativos, etc. para encauzar el acceso ordenado al bosque.

#### Salud

Está sobradamente demostrado que el contacto con la naturaleza incide positivamente en la mejora de la salud humana, tanto en su vertiente física como en la mental. En este sentido, pasear por el bosque de manera relajada y silenciosa, conectando con el entorno por medio de los cinco sentidos, produce efectos ansiolíticos, sensación de paz profunda, de bienestar emocional, de reencuentro con nosotros mismos. El ambiente nemoral como marco y la totalidad de los elementos concre-

tos que lo componen, empezando por los propios árboles, nos ayudan a conectar con la Naturaleza; y también a tomar conciencia integral de su papel como sistema inmunológico de la vida del planeta.

Quizás esos poderes sanador, restaurador y calmante que los entornos naturales aportan al ser humano tengan su origen en que no somos otra cosa que una especie biológica más a la búsqueda de su hábitat óptimo, en este caso el del bosque, donde el aire que inspiramos nos aporta, entre otros efectos fisiológicos, aceites esenciales volátiles, los *fitoncidas*, que desarrollan una potente bioactividad antimicrobiana. De hecho, en muchos casos el visitante del bosque asocia determinados olores del territorio forestal a esa sensación de tranquilidad y estancia agradable y a la vez misteriosa o que obliga a la reflexión, imposible de reproducir en el hábitat urbano.

Y es que el bosque es una gigantesca, eficaz y gratuita medicina que, además de sanar las más graves y generalizadas enfermedades ambientales, lo hace de forma sincrónica e incesante. Se trata, en definitiva, de una manifestación de «biofilia», definida como la necesidad de contacto íntimo y vinculación emocional con otros sistemas vivos, enmarcada en un sentimiento de conexión con la naturaleza, con nuestro hábitat ancestral en el que el ser humano no padecía ningún tipo de trastorno manifestado en el «Síndrome por Déficit de Naturaleza», que reúne patologías de las denominadas «psicoterráticas», consecuencia negativa de vivir en un mundo globalizado y virtual, cada vez más conectado a la tecnología y menos al medio natural. Este síndrome afecta por igual tanto a niños como a adultos, y no es otra cosa que el conjunto de efectos negativos que, en los humanos, conlleva la falta de contacto con nuestro hábitat natural, así como una artificialización extrema de la cotidianidad.

No debemos olvidar que, en definitiva, la propia existencia del bosque redundará en beneficio de nuestra salud como especie humana. Los efectos indeseados del menoscabo y la degradación forestal se extienden a aspectos que, en los últimos tiempos, vienen provocando seria preocupación a escala mundial; y no solo en lo concerniente a la merma del poder descontaminante del aire, el agua y los suelos ejercido por los bosques, con el consiguiente incremento de múltiples enfermedades. En efecto, organizaciones como la OMS advierten de que en torno al 70 % de los brotes epidémicos a nivel global tiene su origen en la deforestación galopante a la que se enfrenta el Planeta. Con su avance, los animales residentes en el bosque se ven obligados a convivir en un espacio cada vez menor; lo que incrementa la probabilidad de que se transmitan entre ellos todo tipo de enfermedades. Pero es que, al mismo tiempo, se ven constreñidos a residir más cerca del ser humano, lo que, obviamente, facilita el contagio de pestes faunísticas a las personas. Es cada vez más evidente que la destrucción de hábitats silvestres y la invasión de zonas de gran biodiversidad abren nuevas vías de propagación de zoonosis desde la fauna silvestre a los humanos y a su ganado. Es muy probable que el estallido de la pandemia del COVID-19, con su trágica secuela de muertes y enfermedades, y sus gravísimos impactos económicos, sociales, culturales, psicológicos y culturales, tenga mucho que ver con la merma, desnaturalización, degradación y desconexión de los espacios forestales.

La Unión Europea está primando especialmente las políticas de interconexión entre los ámbitos urbano y rural-forestal, que pasa a ser un elemento sustancial del *Green Deal* (Pacto Verde). Se potencia así el carácter horizontal de las políticas ambientales; pero con un estilo marcadamente diferente del que se desarrolló en los años precedentes, que se centraba en las directrices de los sectores primario y secundario, pues se extiende cada vez más a las políticas de salud y bienestar (*well-being*) de las áreas urbanas y alcanza dimensión geográfica a través del concepto de «infraestructura verde».

#### *Investigación científica*

El bosque provee a numerosos grupos de investigación de un espacio-laboratorio en el que desempeñar su labor en relación a todas y cada una de las temáticas abordadas en las páginas de esta conferencia. Así, las líneas genéricas de estudio se centran en su evolución diacrónica para determinar de qué manera y hasta qué punto el devenir paleoambiental y la acción humana han influido sobre el medio forestal; el bosque como indicador de las condiciones ambientales, que determinan su estado actual, composición y sus rasgos estructurales y dinámicos; el bosque como regulador de las condiciones del medio en el que radica (roles climático, geomorfológico, hidrológico, edáfico y biótico), controlador de procesos y protector y estabilizador del sistema; el bosque como proveedor de una amplia gama de aprovechamientos antrópicos, tanto materiales (madereros y no madereros) como inmateriales (espacio de ocio, esparcimiento, meditación, sanación, investigación y aprendizaje); el bosque como elemento mitificado, inspirador de un imaginario colectivo habitado de seres legendarios que el ser humano percibe con curiosidad, temor o veneración; y plasmado en creaciones literarias y artísticas; el bosque como objeto de amenazas que comprometen su supervivencia (cambio global, cambio climático, deforestación y degradación, fuego, enfermedades y plagas, contaminación, bioinvasiones...); y, finalmente, el bosque como patrimonio valorado y objeto de preservación por medio de las pertinentes directrices de uso y gestión sostenible.

En un plano más específico, entre las líneas de investigación preferentes en la actualidad se encuentran las que atañen a los impactos del cambio climático sobre las masas forestales; producción y evaluación de biomasa forestal; dendrocronología aplicada; resiliencia, regeneración y gestión de bosques degradados, especialmente post-incendio; evaluación del impacto ambiental de infraestructuras y dotaciones de producción de energías renovables; ecología poblacional y evolutiva en los sistemas forestales; causas y efectos del abandono rural sobre los sistemas forestales; conservación de la biodiversidad forestal; conectividad forestal, funcionalidad y viabilidad de corredores ecológicos; evaluación de la calidad de los suelos forestales; hidrología forestal; manejo de bioinvasiones, plagas y enfermedades forestales; valoración integral de bienes y servicios de ecosistemas forestales; teledetección y monitoreo aplicados a los sistemas forestales; silvicultura y manejo adaptativo; terapéutica forestal...

A todo ello hay que unir que la investigación forestal no se ciñe únicamente a la que afecta a toda la vegetación, sino muy en particular a sus singularidades, mediante

los estudios de especies concretas, que hasta época reciente eran dominantes en el ámbito científico (simplemente por su mayor sencillez y por la innecesariedad de tratar volúmenes gigantescos de datos).

### Educación

El bosque ofrece un escenario privilegiado para implementar labores de educación reglada y no reglada. No solo para profundizar en el conocimiento del sistema forestal en todas sus perspectivas, sino también para optimizar la concienciación ciudadana de cara a preservar el paisaje natural y cultural mediante su gestión adecuada y sostenible. En este sentido, la tarea pedagógica posee vertientes tanto informativas como formativas que, en el fondo, persiguen una misma finalidad: concienciar a las generaciones actuales y futuras de la necesidad de conservación del patrimonio partiendo de la máxima de que no se puede conservar lo que no se conoce. Ello implica que los conceptos de conocimiento del bosque y sus componentes, y de prácticas para su respeto y conservación, han de ir necesariamente unidos, si bien está comprobado que los segundos no pueden enseñarse de modo impositivo, sino a través del razonamiento.

El estudio en contacto directo con la naturaleza y privilegiando la participación activa aporta experiencias, vivencias, emociones, materiales y multitud de procesos que provocan en el alumnado curiosidad y motivación, lo que favorece el aprendizaje y la transformación de su pensamiento y conducta respecto a la conservación de los espacios forestales. En este marco de «pedagogía verde», adquieren gran relevancia las actividades de educación ambiental, que dan cabida al amplio abanico de inquietudes formativas de todos los niveles de la enseñanza, tanto formal como no formal. Es de la máxima importancia llevarlas a cabo no adoctrinando al alumnado para pensar de una determinada manera, sino anteponiendo los principios ecológicos por encima de las fronteras ideológicas. Efectivamente, de lo que se trata es de motivarle y poner en sus manos la mayor cantidad posible de conocimientos, herramientas e instrumentos con las que construir y desarrollar sus propias ideas y conclusiones sobre los problemas ambientales, en general, y los de los ámbitos forestales, en particular.

Son especialmente plausibles iniciativas y programas como el de las *Escuelas en el Bosque*, cuyo objetivo es que los centros educativos se conviertan en núcleos y redes de participación en la defensa de los bosques autóctonos, a la vez que se comprometen a inculcar en el alumnado prácticas cotidianas respetuosas con los recursos forestales. Al igual que la de las «bosquesuelas», es también de destacar la aportación de celebraciones como la del *Día del Árbol*, evento con frecuencia asociado a actividades de repoblación forestal, que implica directamente a la población local y, lo que es más importante por su carácter pedagógico y visión de futuro, a la escolar.

La labor pedagógica se ha de centrar en la observación, indagación e interpretación de la polifacética realidad del bosque, incentivando la participación activa mediante el descubrimiento de las múltiples perspectivas y matices del medio y de su manifestación en el paisaje forestal. De ahí que resulte fundamental cimentar el

aprendizaje en una secuencia de pasos: contextualización geocológica y antrópica subyacente al hecho forestal; relación entre los elementos y factores que configuran y explican el sistema bosque, con objeto de revelar las conexiones interactivas que permiten la comprensión global de los fenómenos analizados; comparación entre diversos tipos de bosque, que pone de relieve las similitudes y diferencias existentes entre ellos, y sirve de base para plantear interrogantes y explicaciones; dinamismo de los espacios forestales, que explican realidades en constante transformación en el espacio y en el tiempo; planteamiento de diagnósticos valorativos y, consecuentemente con ellos, de pautas de uso y gestión del territorio y el paisaje forestal.

Resulta, pues, imprescindible servirse de todos los recursos pedagógicos que ofrece el entorno forestal, buscando una transformación de la educación que profundice en el concepto y en la práctica de la auténtica «biofilia», aquella que reconoce la necesidad de preservar no solo especies sino también espacios y, por tanto, se aparta de un «biologismo» radical que minimiza la importancia de los demás componentes del paisaje. La tarea que, hace un siglo, tenía como objetivo alfabetizar a la población se centra hoy en la vuelta a nuestra relación con una Naturaleza que brinda incontables beneficios en el desarrollo cognitivo y en la restauración y mejora del equilibrio interno del ser humano. En definitiva, la educación en sostenibilidad va más allá del aula para integrarse en el entorno natural con la finalidad de transferir el conocimiento científico dando respuesta a situaciones o problemas reales y generando actitudes críticas y de compromiso cívico.

### EL BOSQUE INSPIRADOR

Si el epígrafe anterior abordaba la función productora del bosque con su amplia gama de manejos y aprovechamientos tanto materiales como inmateriales, tangibles e intangibles, nos centraremos ahora en su consideración como construcción cultural que el ser humano ha plasmado en mitos y creencias ancestrales, y que ha alimentado su creatividad en el mundo de las letras y de las artes.

En la historia religiosa de Europa el culto a los árboles configuraba una especie de «dendrolatría» que confería a algunos de ellos un carácter totémico en torno al cual giraba la vida social, económica y religiosa de la comunidad. La instauración del Cristianismo como religión oficial del Imperio Romano proclamó la existencia de un dios único y tachó de idolatría y paganismo la adoración de las múltiples divinidades de la naturaleza; con lo que árboles y bosques dejaron de representar un espacio de sacralidad. No obstante, numerosos vestigios de los cultos animistas ancestrales perduraron en las raíces más profundas de las costumbres y tradiciones del folklore europeo. Así, algunas de ellas derivaron, ya en el Medievo, en leyendas asociadas a apariciones marianas en bosques y árboles determinados, y en romerías y fiestas populares relacionadas con ellos y con la regeneración de la vida vegetal ligada a los ciclos estacionales (Árbol de Navidad, Árbol de Mayo...).

A partir de la Edad Media y como expresión del cristianismo más oscurantista empeñado en finiquitar todo tipo de rito festivo de origen pagano, predominó una



visión negativa del espacio forestal. Ya en la Edad Moderna, los antiguos credos y ritos —tachados muchas veces de brujería— y quienes los practicaban fueron objeto de múltiples persecuciones, especialmente implacables en el norte de la Península Ibérica por parte de la Inquisición. Pero esto no logró eliminar de la mentalidad profunda, sobre todo la rural, las viejas creencias; de manera que los antiguos cultos siguieron heredándose de generación en generación.

La imagen del bosque como espacio no habitable, de tierra de nadie repleta de bestias feroces y personas que se «emboscan» en él para vivir al margen de la ley, se prolongó, en muchos casos, hasta la llegada de la Ilustración. A partir de este momento, la naturaleza se convirtió en un modelo a imitar por el hombre, y los bosques en uno de los escenarios que mejor representaban la idea de pureza. Ahí radica la base del pensamiento rousseauiano, que proponía un regreso utópico al estado natural para escapar de la corrupción moral de las ciudades. Pero fue la modernidad romántica, que recupera el imaginario ancestral del bosque animado poblado de árboles simbólicos y seres legendarios que el ser humano percibe con curiosidad, temor o veneración, la que recobró las esencias de la sacralidad perdida del bosque e introdujo en la cultura occidental el aprecio por el paisaje natural, en general, y el forestal, en particular. Por otra parte, las aportaciones de científicos como Humboldt o Linneo cimentaron la concepción de la naturaleza entendida, vista y sentida como una totalidad viva y organizada de la que también forma parte el ser humano.

En definitiva, el bosque como paisaje simbólico ha pervivido en el imaginario colectivo como arquetipo de espacio íntimo de introspección, de revelación de caracteres identitarios y de resistencia ante poderes políticos o movimientos sociales. Ello ha alimentado el impulso creativo e inspirado un sinfín de obras geniales (literarias, musicales, pictóricas, cinematográficas...) que tanto han enriquecido nuestro acervo cultural.

### De mitos y leyendas

La comunión y convivencia con la Naturaleza ha constituido uno de los ejes existenciales del mundo tradicional europeo y, más en concreto, de su sustrato mitológico. En este contexto, los bosques y quienes lo forman —los árboles— y los habitan —los seres legendarios— ocupan una posición central. A través de la oralidad, las antiguas creencias fueron pasando de padres a hijos y son todavía visibles en muchas de sus mitos, tradiciones y costumbres. Aunque desvirtuados por el paso del tiempo, por la llegada del cristianismo que los anatematizó y la carencia de un corpus literario que ayudara a su preservación, muchos de estos elementos han pervivido en la imaginación popular.

Los bosques constituyen uno de los grandes símbolos culturales de la humanidad y, consecuentemente, la mayor parte de las antiguas civilizaciones los incorporó con respeto y consideración al imaginario colectivo. En este contexto, sus habitantes, los árboles, adquieren un carácter reverencial, pues configuran un eje vertical que une el mundo de lo subterráneo e invisible con el mundo de lo aéreo y visible; y poseen la capacidad de simbolizar, con sus variaciones estacionales, el movimiento cíclico

del tiempo, el juego universal de la vida y la muerte. La parte anímica que inspira el temor al bosque proviene, sin duda, del miedo implícito de todas las culturas al mundo subterráneo —el ser humano sólo conocía su epidermis, la capa del suelo que laboreaba o donde enterraba a sus muertos—, en el que los árboles clavan profundamente sus raíces.

Por otra parte, el árbol reúne en su ser a los cuatro elementos de la naturaleza: el agua (savia) que fluye por el interior de su tronco, el fuego contenido en su madera, el aire que filtran sus hojas y la tierra de la que se alimentan sus raíces. No es, pues, de extrañar que nuestros ancestros plantaran un árbol para celebrar el nacimiento de un nuevo miembro de la familia o con ocasión de un casamiento, y que hicieran presidir sus espacios sagrados por árboles totémicos alrededor de los cuales celebraban sus ritos y compartían la palabra. De ahí, también, que fuera habitual la celebración de fiestas, reuniones y encuentros a la sombra y protección de determinados árboles tutelares; o que se utilizaran como hitos o marcadores de límites. Algunos de ellos —o sus descendientes— han pervivido hasta nuestros días, convirtiéndose en árboles singulares, monumentales, históricos o identitarios que un día dieron sentido a comunidades humanas y que son parte fundamental de su memoria. En todo caso, siendo representativos de lo sagrado, de lo reverencial, de lo simbólico o del folklore identitario, detentan un importante peso en la toponimia, la iconografía, la heráldica y en los apellidos propios de cada lugar o territorio.

Aunque la veneración de ciertos árboles o bosques puede persistir en las tradiciones locales, su culto prácticamente ha desaparecido en el mundo moderno. Sin embargo, los símbolos que perduran en el lenguaje, el folklore y la cultura nos recuerdan la rica relación entre el pensamiento humano y el mundo forestal. El actual interés por conservar los bosques constituye, tal vez, una extensión natural de la lógica de antiguos ritos arbóreos; el bosque sagrado de ayer es hoy una reserva de la biosfera, un patrimonio natural o una zona protegida. De manera que, al ahondar en el reino de los símbolos, podemos muchas veces explicarnos los vínculos entre los antiguos sistemas de valores y las prácticas modernas.

### De literatura y artes

La carga simbólica que sustenta el lenguaje, el folklore y la cultura ancestral nos habla de la estrecha relación entre el pensamiento humano y el mundo natural. Denostado o amado, ignorado o sacralizado, el ambiente forestal constituye un elemento tan medular en ese vínculo que, como enseguida tendremos ocasión de comprobar, además del universo mitológico, ha inspirado un prolífico elenco de obras literarias y artísticas. El recorrido que vamos a realizar por este mundo imaginativo no busca la exhaustividad, sino una selección representativa de obras y creaciones de la cultura occidental, nuclearmente europea, que han conferido a árboles y bosques no ya un papel de mero telón de fondo, sino de elemento preeminente y, en no pocas ocasiones, protagonista.

No olvidemos que, en cualquier caso, artes y letras rinden continuamente tributo al bosque y, por extensión, al mundo vegetal del que, tradicionalmente, proviene buena

parte de los materiales, instrumentos y pertrechos que utilizan: a los escritores les provee del papel sobre el que imprimen sus libros; a los pintores de lienzos, tablas, pinceles, bastidores...; y a los músicos de la materia prima con la que están contruidos, en todo o en parte, muchos de sus instrumentos, amén del papel de sus partituras.

### Literatura

A lo largo de la historia de Occidente, una inabarcable nómina de escritores y poetas se ha inspirado en los bosques para crear su obra literaria. En el caso de la poesía, sería de todo punto imposible reunir aquí un listado mínimamente completo de autores y poemas, ni siquiera aludiendo únicamente a las más grandes figuras; por lo que nos centraremos, preferentemente, en el ámbito de la narrativa.

La literatura clásica grecorromana ofrece evidencias inequívocas de admiración y querencia por el entorno campestre y los bosques, como muestran los *Idilios* arcadianos de Teócrito o las *Bucólicas* (*Églogas*) de Virgilio. El antiguo mundo heleno dedica a los bosques y árboles un lugar destacado en formato de poema épico, como hace Homero tanto en *La Ilíada* como, sobre todo, en *La Odisea*.

La Edad Media, en la que el forestal es el espacio dominante en numerosos cantares, leyendas y mitos, hereda los tres tipos de bosque de los romanos: el *lucus*, que presenta una dimensión religiosa; el *nemus*, que hace referencia a la arboleda ordenada; y la *silva*, floresta densa y virgen de intervenciones humanas. Pero, como ya se ha señalado, el miedo al bosque está muy presente en la cultura medieval europea por ser un lugar tenebroso —el *locus horridus* por oposición al *locus amoenus*— en el que el individuo podía ser poseído por el demonio o sus secuaces y sufrir metamorfosis varias. Tan inquietante sensación se incrementa debido a la propia fisonomía del lugar, con caminos oscuros en los que es fácil extraviarse; a los monstruos y fieras que lo habitan; y al mundo feérico del bosque como hogar de numerosas criaturas sobrenaturales. Los bosques representan también un espacio para el amor galante, a veces secreto. La épica y lírica cortés se desarrolla a la sombra de los árboles de la floresta, que se convierte en un escenario privilegiado para el cortejo sentimental que desafía la moral vigente, un lugar de delicias y una metáfora visual de la buena vida.

Buena muestra de todo ello la encontramos en la épica cantada por los juglares; en los cuentos recogidos, siglos más tarde, por Charles Perrault, Hans Christian Andersen o los hermanos Jacob y Wilhelm Grimm; en obras como las italianas *La Divina Comedia* de Dante Alighieri y *La Ascensión al Mont Ventoux* de Francesco Petrarca; la española *El Cantar del Mío Cid*; el poema épico anglosajón *Beowulf*; la germana *El Cantar de los Nibelungos*; *La Leyenda de Yvain* del francés Chretien de Troyes y en los relatos en torno a la corte del Rey Arturo o al mítico Robin Hood.

La imagen del bosque como espacio no habitable, de tierra peligrosa salvo para los forajidos y proscritos que en él encontraban refugio, para caballeros que corrían aventuras sin fin en las espesuras, y para santos, penitentes y eremitas que buscaban en su seno una transformación espiritual, se prolongó hasta el Renacimiento y, sobre todo, la Ilustración, momento en que la naturaleza se convierte en un modelo a imitar por el hombre, y los bosques en uno de los escenarios que mejor representan la

idea de pureza. A partir del Romanticismo decimonónico, se mirará al bosque como espacio de seductora libertad y, más tarde, desde la irrupción de la sensibilidad ecológica, de nostalgia muchas veces cargada de culpabilidad por cuanto la moderna y contaminada sociedad actual ha propiciado su deterioro y destrucción. De ahí que, según el bosque desaparece debido al avance de la civilización, se potencien sus dimensiones positivas y aumente el interés por su custodia.

A caballo entre los siglos XVI y XVII, William Shakespeare escribe la comedia *El Sueño de una Noche de Verano*, donde el bosque encantado es escenario de los enredos amorosos de dos parejas, y la tragedia de *Macbeth*, donde el hayedo que circunda el castillo de Dunsinane sostiene la intriga. En esa misma época, poetas y escritores del Siglo de Oro español recurren en múltiples ocasiones al tema del bosque como escenario donde los protagonistas lloran su mal de amores o se enfrentan a grandes aventuras. Buena prueba de ello la encontramos en la segunda parte de *Don Quijote de la Mancha* (concretamente en el episodio del *Caballero del Bosque*) de Miguel de Cervantes.

El caso de los fabulistas es digno de mención especial. Siempre con intención didáctica y moralizante, este género literario se remonta a la antigua Grecia (Esopo) y Roma (Fedro). Floreció en los siglos XII y XIII, pero es en el XVII (Jean de La Fontaine) y, sobre todo, XVIII, en el que muchos escritores se sienten fascinados por los problemas de conducta moral, cuando adquiere carta de naturaleza como género pragmático y de instrucción pública. En este panorama, destacan los españoles Félix María de Samaniego y Tomás de Iriarte, que convierten en protagonistas de muchas de sus fábulas a animales del bosque dotados de sentimientos humanos, con intenciones sanas o perversas y, en todo caso, ejemplarizantes.

En la literatura decimonónica el romanticismo literario de Lord Byron incluye referencias a los bosques en muchos de sus escritos y poemas. En esta época abundan las leyendas en las que los habitantes fantásticos y mágicos del bosque constituyen una amenaza para el protagonista: *la Noche de Walpurgis* del *Fausto* de Johann W. Goethe; *Silencio* de Edgar Allan Poe; *La Leyenda de Sleepy Hollow* de Washington Irving; *El Último de los Mohicanos* James F. Cooper; y *El Gnomo* o *Los Ojos Verdes* de Gustavo Adolfo Bécquer. En *El Libro de la Selva* James R. Kipling desarrolla una colección de fábulas en las que los animales se utilizan de manera antropomórfica para enunciar la moral y las lecciones de vida al huérfano Mowgli. Lo mismo que ocurre con el cuento *Wood's Town* de Alphonse Daudet, Walt Whitmann elogia en *Hojas de Hierba la naturaleza y el papel del individuo humano en ella*, dando muestras de una sensibilidad ambiental de la que beberá el entonces naciente ecologismo.

Ya en el siglo XX ven la luz innumerables libros de ficción en los que árboles míticos y bosques encantados son elementos primordiales. Es el caso de Montague R. James en *El Fresno*; de Algernon Blackwood en *Los Sauces*, *El Wendigo* y *El Hombre al que Amaban los Árboles*; de Clark A. Smith en *Genius Loci*; de Howard P. Lovecraft y Duane W. Rimel en *El Árbol de la Colina*; de Joseph Conrad en *El Corazón de las Tinieblas*; Walter Scott en *Ivanhoe*; de Victor Hugo en *El Noventa y Tres*; de Jack London en *La Llamada de la Selva*; o de John R. Tolkien en *El Hobbit* y *El Señor de los Anillos*.

El cambio de paradigma en la percepción del bosque empieza a hacerse muy presente en el libro del pensador alemán Hermann Hesse *Árboles: Poemas y Reflexiones* y, no digamos nada, en *Walden: la Vida en los Bosques* del norteamericano Henry D. Thoreau, patriarca mayor y pionero de la idea filosófica que propugna la necesidad de que el hombre vuelva a la naturaleza para reencontrarse y encontrar su sitio en el mundo. En similar línea se mueven Jean Giono (*El Hombre que Plantaba Árboles*); Annie Proulx (*El Bosque Infinito*); Richard Powers (*El Clamor de los Bosques*); Andrea Hejlskov (*Nuestra Casa en el Bosque*); Joaquín Araújo (*Los Árboles te Enseñarán a Ver el Bosque*); David G. Haskell (*Las Canciones de los Árboles*); Dino Buzatti (*El Secreto del Bosque Viejo*); John Fowles (*El Árbol*); Jean-Baptiste Vidalou (*Ser Bosques. Emboscarse, Habitar y Resistir en los Territorios en Lucha*)...

### Pintura

Desde los inicios de la cultura occidental y durante muchos siglos, la pintura europea no pareció ser consciente del esplendor de la naturaleza, a la que se otorgaba un papel meramente decorativo, secundario, integrado en un motivo mayor. Habrá de pasar mucho tiempo hasta que el tema del paisaje consiga, finalmente, su propio *status* autónomo.

Las élites grecorromanas decoraba las paredes interiores de sus palacios con pinturas de naturaleza de tono poético, bucólico y festivo. Ello no tuvo continuidad en la Edad Media europea, donde el paisaje, especialmente el boscoso, era visto como mero telón de fondo de adustas escenas religiosas (*La Huída de Egipto*, de Giotto). Justamente lo contrario estaba sucediendo en el lejano oriente asiático, donde se otorgaba gran carga simbólica a los árboles por estar emparentados con episodios cruciales del desarrollo religioso o filosófico de su cultura; no en vano Buda alcanza la iluminación a la sombra de uno de ellos.

El paisaje va adquiriendo relevancia iconográfica durante el siglo XVI, especialmente de la mano de la escuela veneciana de Tiziano (*La Muerte de Acteón*) y el Veronés (*Descanso en la Huida a Egipto*); de la alemana de Alberto Durero (*Estanque en el Bosque*) y Albrecht Altdorfer (*San Jorge en el Bosque*); y, sobre todo, de la flamenca, en la que destacan los casos de Joachim Patinir (*El Descanso en la Huida a Egipto*) y Pieter Brueghel el Viejo (*Cazadores en la Nieve, Bosques y Casas, Camino en un bosque*).

Es durante el Barroco cuando el tema del paisaje se establece, definitivamente, como género pictórico en Europa; hecho especialmente constatable en el norte del continente, pues en el sur se sigue tratando como fondo escénico (la Sierra de Guadarrama en Diego Velázquez). Así, en los países católicos la nobleza y el clero continúan siendo los principales clientes de los pintores, de los que siguen demandando cuadros de asunto mitológico y religioso. Por el contrario, de la mano de la reforma protestante y del pujante capitalismo, en el norte de Europa el testigo es recogido por la burguesía comerciante, que prefiere los temas sencillos y cotidianos, como el bodegón, la escena de género y el paisaje. Ejemplo de ello lo encontramos en la escuela holandesa de Jan van Goyen (*Paisaje con Roble*), Meindert Hobbema (*Camino*

*en el Bosque*) y, sobre todo, Jacob van Ruysdael (*Camino en un Bosque de Robles*) y Simon de Vlieger (*Bosque*).

Pero hay que esperar al siglo XIX para que, definitivamente, el paisaje funcione por sí mismo como símbolo, sin estar supeditado al ser humano, que se ve apabullado ante una naturaleza imponente e hipnotizante, como atestigua la obra del alemán Kaspar D. Friedrich (*En el Bosque en Claro de Luna, El Cazador en el Bosque, Abadía en el Robledal*). En Inglaterra destacan pintores naturalistas como Thomas Gainsborough (*Paisaje de Bosque*), John Constable (*Paisaje de Bosque*) y Joseph M.W. Turner, cuyo uso dominante y casi mágico de la luz (*Sauces junto a un Arroyo*) llama ya a las puertas de la modernidad.

En Francia, con los precedentes de Nicolas Poussin (*Paisaje con Ruinas*) y Claudio de Lorena (*Un Arroyo en el Bosque*), es la Escuela de Barbizon, con Theodore Rousseau (*Interior de Bosque, Encinas*), Camille Corot (*El Bosque, En el Bosque de Fontainebleau*) y Jean-François Millet (*Pastora Sentada al Borde del Bosque*) a la cabeza, la que preconiza la pintura del natural y observa de manera meticulosa la luz y el color en el paisaje, en general, y en el ambiente forestal, en particular. Su pintura captará la atención de jóvenes artistas, futuras grandes figuras del impresionismo: Claude Monet (*El Roble, Bosque de Fontainebleau*), Camille Pissarro (*Camino en el Bosque en Verano, El Bosque de Marly*), Auguste Renoir (*Jules Le Coeur y sus Perros en el Bosque de Fontainebleau*) y Alfred Sisley (*Claro en un Bosque*). Se les sumarán más tarde Paul Cézanne (*El Bosque, Sotobosque*), que prepara el terreno para el cubismo y toda la estela de «ismos» posteriores, Paul Gauguin (*Paisaje de Invierno*) y Vincent Van Gogh (*Árboles, Raíces de Árbol*).

En la España decimonónica destacan las figuras de Carlos de Haes (*Picos de Europa, Valle en la Sierra de Guadarrama*), Aureliano de Beruete (*El Guadarrama*) y Darío de Regoyos (*Guadarrama, Árboles y Bueyes*). Entrado ya el siglo XX, habría que destacar a Santiago Rusiñol (*Arboleda de Pinos en Aranjuez*); Ramón Casas (*Paisaje con Árboles*) y al Joaquín Sorolla paisajista de «tierra adentro» (*Paisaje con arbolado*).

Con la llegada del nuevo siglo, las vanguardias pictóricas postimpresionistas tratarán la relación humana con el bosque desde puntos de vista muy diferentes, muchos de ellos con clara tendencia a la abstracción. Es el caso del puntillismo de Georges Seurat (*El Bosque en Pontaubert*) y Paul Signac (*Sendero de la aduana, Saint-Tropez*); del fauvismo de Henri Matisse (*Paisaje en Collioure*) y André Derain (*Los Árboles*); y del cubismo de Pablo Picasso (*Paisaje de Provenza*), George Braque (*Paisaje de L'Estaque*) y Fernand Léger (*Desnudos en el Bosque*). También del expresionismo de Ernst L. Kirchner (*Camino del Bosque de Montaña*), Edvard Munch (*Bosque de Olmos en Otoño*), Vasili Kandinsky (*Paisaje del Bosque con la Figura Roja*) y Paul Klee (*Paisaje Otoñal con Lago y Árboles*); del constructivismo de Piet Mondrian (*Bosque*) y Kazimir Malévich (*Paisaje con Casa Amarilla*); del primitivismo naif de Henri Rousseau (*Mujer Paseando en un Bosque Exótico*) o del ingenuismo de Benjamín Palencia (*Paisaje con Campesinos*); del surrealismo de Salvador Dalí (*Paisaje cerca de Figueras*), Joan Miró (*Composición con Personajes en el Bosque Incendiado*) y René Magritte (*16 de Setiembre, La Cascada*); o del simbolismo de Gustav Klimt (*Bosque de Hayas*).

El abanico de movimientos pictóricos de los últimos tiempos se ha diversificado extraordinariamente. Cabría destacar aquellos que se asocian a las múltiples versiones del Op Art y Pop Art, caso del practicado por David Hockney (*La Llegada de la Primavera, Grandes Árboles cerca de Warter*); los que lanzan una llamada de auxilio sobre el deterioro actual de los bosques, caso de Vladimir Kush (*Corte de Madera Roja*); o los que utilizan la propia naturaleza y el paisaje como lienzo sobre el que trabajar con el fin de causar el máximo de efectos y sensaciones al observador (*Sinfonía de Árboles Azules, de Aviva Rahmani; La Puerta en el Bosque, de Kornelia Konrads*).

### Música

Un sinnúmero de compositores musicales se ha inspirado en las voces de la naturaleza, entre ellas las emanadas por los bosques y sus cómplices el viento, el agua y la fauna que los habita, con sus murmullos, susurros, cantos, ecos... para alumbrar su obra; otros han creado sonoridades que evocan en quien las escucha lugares, momentos y paisajes vividos entre árboles y bosques convertidos en *leitmotiv* musical.

En el ámbito de la cultura occidental, los primeros cantos inspirados por una naturaleza poblada de bellas florestas tuvieron lugar en la Grecia y Roma antiguas, con el supremo paradigma de Orfeo. Pero habrá que esperar hasta la aparición, en tiempos medievales, de los poetas-músicos del *Ars Nova* para recoger los primeros testimonios documentales de canciones escritas. Entre estos «cantautores» estaban los cultos trovadores y los humildes juglares, que se inspiraban en una naturaleza poblada de bosques encantados que cobijaban animales tanto benéficos como maléficos.

Las formas monódicas del Medioevo encarnadas, además de en la citada música profana, en el canto gregoriano de los monasterios fueron, poco a poco, evolucionando. Buena muestra de ello la encontramos en la obra de la monja benedictina alemana Hildegard von Bingen: sin desligarse todavía de la línea monódica medieval, sus aportaciones musicales terminarían preparando el tránsito hacia la polifonía renacentista de la mano de compositores como Claudio Monteverdi, en cuya ópera *L'Orfeo* el mítico cantor entona himnos a la naturaleza y a los sombríos bosques.

En el Barroco, la búsqueda de elementos de contraste lleva a organizar la música en torno a la forma sonata y, posteriormente, al concierto, la sinfonía, la ópera y el ballet. Estas dos últimas se aúnan en la obra del francés Jean-Philippe Rameau, autor de *Las Indias Galantes*, cuyo cuarto acto se desarrolla en un bosque de la Luisiana. Su compatriota François Couperin incluye múltiples referencias al mundo de la floresta (*Les Sylphains*); al igual que los alemanes Christoph W. Gluck con su ópera *Orfeo y Eurídice*, y Georg Philipp Telemann en la *Cantata Campestre*. En *Las Cuatro Estaciones*, que incluye un *Otoño* protagonizado por la caza en el bosque, Antonio Vivaldi preludia el modelo de música programática que alcanzará su cénit en el siglo XIX.

El tránsito entre los siglos XVIII y XIX está marcado por las figuras colosales de Joseph Haydn, Wolfgang Amadeus Mozart y Ludwig van Beethoven que, arrancando del Clasicismo, preludian la explosión musical —plena de motivos inspirados en la naturaleza— del Romanticismo. En el oratorio profano *Las Estaciones*, Haydn retrata la frescura del bosque en verano, que da paso al ambiente de caza del otoño. Mozart

cultivó en sus composiciones más tempranas la música cinegética de la mano de su padre Leopold (*Jagdsinfonie*), y en su última ópera *La Flauta Mágica* el personaje de Papageno representa a un pajarero que capturaavecillas en el bosque. Beethoven recrea en su *Sexta Sinfonía (Pastoral)* fiestas campestres, tormentas, y escenas junto a un arroyo amenizadas con el canto de las aves que pueblan los campos y bosques circundantes.

La Pastoral de Beethoven constituye un hito en el campo de la música descriptiva o programática que, a partir de entonces, se manifestará en el amplio abanico de formas musicales que los compositores románticos abordan, de manera más o menos explícita, al tratar la temática del bosque. Entre ellos podemos citar a Franz Schubert (*Canto Nocturno en el Bosque, En el Bosque...*), Robert Schumann (*Escenas del Bosque, El Caballero del Bosque, Cuento del Bosque...*), Felix Mendelssohn (*El Sueño de una Noche de Verano, Despedida del Bosque*), Carl Maria von Weber (*El Cazador Furtivo*), Johannes Brahms (*Canciones Populares Alemanas*), Richard Wagner (*Murmullos del bosque, de la ópera Sigfrido*), Johann Strauss hijo (*Cuentos de los Bosques de Viena*), Franz Liszt (*Murmullos del Bosque*), Bedrich Smetana (*De los Bosques y Prados de Bohemia, de su poema sinfónico Mi Patria*), Cesar Franck (*El Cazador Maldito*), Leo Delibes (*Sylvia*) y Piotr Ilich Tchaikovsky (*La Bella Durmiente, El Lago de los Cisnes, El Cascanueces*).

A caballo entre el XIX y el XX, la irrupción de las escuelas nacionalistas y los diversos «ismos» artísticos acogen a una pléyade de genios musicales que se inspiran en el ambiente boscoso. Es el caso de Gustav Mahler (*Tercera Sinfonía: Lo que me Dice el Bosque*), Edvard Grieg (*Peer Gynt*), Jean Sibelius (*Tapiola, la Ninfa del Bosque, Los Árboles*), Nicolai Rimsky-Korsakov (*La Leyenda de la Ciudad Invisible de Kitej*), Alexander Glazunov (*El Bosque*), Antonin Dvorak (*De los Bosques de Bohemia, Bosques silenciosos*), Richard Strauss (*Sinfonía Alpina, En el Bosque Silencioso*), Camille Saint-Saëns (*Las Flores y Bosques*), Debussy (*Preludio a la Siesta de un Fauno*); Gabriel Fauré (*Pelleas et Melisande*), Maurice Ravel (*Daphnis y Chloe*), Albert Roussel (*Sinfonía 1: El Poema del Bosque*), Engelbert Humperdinck (*Hansel y Gretel*), Ottorino Respighi (*La Bella Durmiente del Bosque*) e Isaac Albéniz (*Merlín*).

Ya en pleno siglo XX, conviene citar a Igor Stravinsky (*El Pájaro de Fuego*), Sergei Prokofiev (*Pedro y el Lobo*), Dmitri Shostakovich (*Canción de los Bosques*), Einojuhani Rautavaara (*Cantus Arcticus*), Aaron Copland (*Appalachian Spring*), Alan Hovhaness (*Sinfonía 46: A las Verdes Montañas*), John Ireland (*En los Bosques de Verano*), Olivier Messiaen (*El Sueño de los Pájaros, Catálogo de Pájaros*), Heitor Villa-Lobos (*Floresta do Amazonas*) y Jesús Guridi (*Sinfonía Pirenaica*).

En nuestros tiempos, la música vanguardista, electrónica y experimental, en general, y la *New Age* y sus variantes de tipo *Nature Music*, en particular, encuentran motivos de inspiración y de imitación en los sonidos de la naturaleza forestal cara a motivar un estado de conciencia de relajación. Ello se extiende a una larga lista de referencias de músicas alternativas, y también de bandas sonoras para el cine y la televisión, especialmente las de temática documental sobre el entorno natural.



### Cine

Desde que Georges Méliès rodara en 1901 el cuento *Caperucita Roja*, el arte cinematográfico ha sido un poderoso vehículo de transmisión de conocimientos y de culturas, de encuentro con paisajes, lugares y costumbres de territorios poblados de árboles y bosques. No solamente ha retratado la relación entre el ser humano y la naturaleza -unas veces hostil, otras acogedora-, sino que se ha erigido en militante activo en la lucha por la defensa del medio ambiente. Así, el espacio forestal como figura cinematográfica ha sido utilizado por muchos directores y en variados géneros para evocar, casi siempre desde el misterio, sensaciones, emociones y atmósferas clave en las historias que se narran. Vamos entonces a desgranar, en orden cronológico, una pequeña muestra de películas con historias reales o de ficción, en forma recreada o de documental, filmada al natural o por medio de dibujos animados, para el cine o para la televisión.

Michael Curtiz dirige en 1938 *Robin de los Bosques* (1938), el héroe campechano y caballero, seductor y valeroso, expulsado de sus tierras y su palacio, se refugia en la floresta de Sherwood, que le reconforta en su lucha contra los desalmados aristócratas ociosos a los que roba para repartir el botín entre los pobres.

En 1942 Walt Disney dirige la película de animación *Bambi*. Se trata de una fábula sobre la deshumanización del poder contra el diferente y el desvalido, sobre la pérdida de la inocencia y la destrucción gratuita de belleza.

*Dersu Uzala* (1975) constituye una de las obras maestras del director japonés Akira Kurosawa. En el extremo sudoriental de la taiga siberiana, limítrofe con China, el capitán ruso Vladimir Arseniev conoce, a principios del siglo XX, al cazador nómada de etnia hezhen Dersu Uzala que, con espíritu animista, cree en la interconexión entre los elementos de una naturaleza sacralizada, y en que todo en ella es «gente» y, en consecuencia, merece el mayor de los respetos. Con el paso del tiempo, las facultades del viejo cazador empiezan a flaquear, por lo que el capitán decide llevarlo a su casa en la ciudad. Pero allí Dersu se siente desubicado, y como le acucia la necesidad de respirar el aire puro del bosque, decide regresar a su amada taiga, a donde, fatalmente, jamás llegará.

John Boorman adapta en *Excalibur* (1981) las leyendas artúricas. La cinta, que desarrolla una sugestiva relectura de temas, situaciones y personajes con la búsqueda del Grial como telón de fondo, describe magistralmente el papel que el bosque y los árboles tienen en la figura del mago Merlín, personaje mezcla de profeta y salvaje, criado en la floresta al margen de toda sociedad.

*Tasio* (1984), del director Montxo Armendáriz, retrata un modo de vida que se extingue, la de un carbonero y, cuando la ocasión se tercia, cazador furtivo de un escondido rincón de la navarra sierra de Urbasa. Es la época del éxodo rural, de la emigración a las ciudades en busca de un futuro mejor; pero Tasio prefiere quedarse en el pueblo y vivir en el monte, en la más absoluta soledad, con tal de salvaguardar su libertad.

Dirigida por John Boorman, *La Selva Esmeralda* (1985) narra la historia de un niño que desaparece en la selva amazónica sin dejar rastro. El chico ha sido secuestra-

do por una tribu indígena, que lo cría como a uno de los suyos. Cuando, tras una búsqueda de años, el padre halla a su hijo, ya adolescente, se produce entre ambos un significativo choque cultural. El trasfondo de la película incide en la destrucción de unos paisajes y de unos modos de vida ancestrales que mantienen una especial relación con el medio conectando místicamente con el entorno vegetal y faunístico.

José Luis Cuerda filma en 1987 *El Bosque Animado*, la historia de una floresta fantástica y extraña poblada de almas que en ella se ocultan o moran emboscadas; tan encantadora y amena que dan ganas de perderse en ella e interactuar con los personajes que la habitan: un bandido entrañable, un pocero, un chico que no quiere trabajar, un fantasma que busca desesperadamente sumarse a la comitiva nocturna de la «Santa Compañía»...

En *Los Últimos Días del Edén* (1992), el realizador John McTiernan presenta a un investigador botánico afincado en el corazón de la selva amazónica, que convive con una tribu local y que cree haber descubierto en una especie de ese hábitat el principio activo para combatir el cáncer. Pero la civilización y sus infraestructuras avanzan, lo que hace inevitable la lucha para evitar la destrucción del bioma forestal amazónico.

En *Vacas* (1992), el director Julio Medem retrata, entre lo real y lo onírico, el enfrentamiento ancestral de dos familias rurales a lo largo de tres generaciones. El bosque atlántico se convierte, además de en protagonista identitario del paisaje, en testigo directo —incluso pieza clave— de la cadena de tortuosos acontecimientos que enhebran el relato cinematográfico.

*El Bosque Protector* (2002) es una serie documental rodada para Televisión Española bajo la dirección de Luis García Esteban que, en más de medio centenar de capítulos y desde múltiples puntos de vista, trata de concienciar a la opinión pública sobre el impagable papel de los bosques en todas sus manifestaciones, desde los tiempos más remotos hasta la actualidad, en el grave deterioro que han sufrido por causa de la acción humana y en la importancia de su preservación y de la adopción de las directrices de gestión que mejor garanticen su supervivencia.

M.N. Shyamalan dirige en 2004 *El Bosque*, película ambientada en el siglo XIX en una localidad aislada de las florestas de Pennsylvania. A modo de fábula de terror de la Norteamérica rural profunda, la población de la aldea vive bajo la amenaza de unas temibles criaturas que habitan el arbolado circundante, causantes de tragedias y traumas que se achacan a la podredumbre de una sociedad pecaminosa. Para salvaguardarse de ellas, han de respetar una serie de reglas dictadas por las fuerzas vivas del lugar, lo que convierte a la película en una punzante crítica social ante el control de los poderosos sobre el pueblo a través del miedo.

El director James Cameron ambienta la película *Avatar* (2009) en Pandora, una luna de otro sistema planetario rico en un mineral especialmente codiciado, pues su uso podría resolver los problemas energéticos en la Tierra. El film transcurre entre dos mundos vecinos pero disociados: de un lado, una base humana establecida en el planeta; del otro, el mundo poblado de árboles gigantescos en el que vive una especie humanoide. Lo que debería ser una misión para llegar a un acuerdo entre ambas



especies, se convertirá en una confrontación entre quienes desean obtener beneficios del medio natural en nombre del progreso —la especie humana— y un mundo concebido bajo la teoría de Gaia, donde la pervivencia de los humanoides se deberá, en gran parte, a su interconexión sináptica con todos los elementos naturales.

*Había una Vez un Bosque* (2013) es una película documental en la que el cineasta Luc Jacquet y el botánico Francis Hallé se alían para ofrecer un relato sobre la vida forestal y la red de conexiones entre vegetales y animales de las selvas y los bosques. Se muestra de qué manera cada ser vivo, desde el más pequeño hasta el más grande, juega un papel esencial, al tiempo que se brinda una sentida reflexión sobre el impacto de la deforestación. Todo ello mientras se reflexiona sobre la composición, estructura, ecología y dinámica del sistema forestal, sobre la importancia de conservar los últimos bosques tropicales, de impedir la tala indiscriminada, de preservar las culturas indígenas y sus conocimientos ancestrales.

El documental de Jacques Perrin y Jacques Cluzaud *Las Estaciones* (2015) realiza un viaje a través del tiempo para mostrar el antiquísimo vínculo entre el ser humano y el ámbito forestal, recogiendo las etapas que discurren desde la mera predación y recolección, pasando por la domesticación y la roturación con fines agroganaderos, hasta las talas masivas que han esquilado el bosque europeo. Tras preguntarse qué queda de los bosques primigenios, fruto de una larga y compleja evolución, pretende concienciar a la ciudadanía sobre la importancia de conservar la naturaleza y su biodiversidad.

*Cantábrico* (2017), trabajo documental de Joaquín Gutiérrez Acha, retrata un mundo mosaical de paisajes de valle y montaña atlántica donde cada bosque configura un universo que esconde una extraordinaria biodiversidad vegetal y faunística. Ese mundo poblado de criaturas extraordinarias, donde el emblemático oso pardo se convierte en el protagonista en torno al cual gira la filmación, asiste al desarrollo de las cuatro estaciones en un permanente compás de espera.

Daniel Zimmermann filma en 2018 el documental *Walden* basado en la obra homónima de H.D. Thoreau que, como señalábamos en su momento, recoge las vivencias de un escritor que se retira al bosque para encontrar su humanidad y reconectar con las esencias profundas del mundo natural. El film se deleita mostrando los espacios y los tiempos del bosque, y la interrelación coral de árboles, arbustos y hierbas que cohabitan en el ambiente nemoral, al tiempo que reivindica una necesaria toma de conciencia de que toda acción y toda ética tienen que acoplarse al ritmo de los elementos naturales.

## EL BOSQUE AMENAZADO

Los bosques acarrean una larga trayectoria de exposición a riesgos naturales y antrópicos. Pero su impacto nunca ha sido tan extremo como en el último siglo y medio, período en que la huella ecológica del ser humano sobre el planeta ha adquirido tal magnitud que ha sido denominado como «Antropoceno». Su manifestación capital es la del cambio global, hecho bien contrastado para la ciencia y, en los últimos tiempos, preocupación generalizada de la población. Éste incluye, como aspectos más

relevantes, el cambio climático, el de los ciclos biogeoquímicos, el de usos del suelo y el de las áreas de distribución de los seres vivos y su conectividad; a los que hay que añadir la sobreexplotación y la consiguiente pérdida de recursos biológicos. Estas alteraciones conllevan un amplio abanico de amenazas, peligros y riesgos difíciles de evaluar tanto en su intensidad como en sus efectos dado que afectan desigualmente a cada tipo de ecosistema forestal.

Sabemos que los bosques muestran una elevada capacidad de adaptación a las perturbaciones y agresiones externas; pero su nivel de eficacia depende del grado de integridad del ecosistema. Si éste no ha perdido alguna de sus piezas esenciales, la capacidad de ajuste es muy alta; lo que, a menudo, le permite recuperar sus características básicas poco tiempo después de padecer perturbaciones intensas. La clave está en el punto de no retorno a partir del cual el sistema colapsa y es sustituido por uno nuevo, sobre todo teniendo en cuenta la previsión de que tanto los riesgos naturales como las presiones antrópicas pueden ser más frecuentes y severos en el futuro.

## Cambio climático

El cambio climático ha sido una constante en la historia de la Tierra a consecuencia de las fluctuaciones naturales de la órbita de la Tierra alrededor del Sol; de sucesos catastróficos como el impacto de meteoritos; del comportamiento del sistema atmósfera-hidrosfera; de la evolución geodinámica del planeta; y, cada vez más palpablemente, de las alteraciones de la biosfera causadas, en buena parte y de forma creciente, por uno de sus componentes: la antroposfera. A día de hoy existe un consenso generalizado en torno a la progresiva aceleración del cambio climático a consecuencia de la actividad humana que, por deforestación y deterioro edáfico, libera cantidades cada vez más ingentes de carbono retenido en la vegetación y el suelo; y que incrementa la polución atmosférica y las emisiones de gases con efecto invernadero provenientes de la actividad industrial, de los incendios forestales y de las prácticas agroganaderas.

El análisis de los efectos que el cambio climático tiene sobre los ecosistemas terrestres —entre ellos los forestales— puede abordarse mediante diversos tipos de actividades que recorren diferentes escalas temporales: el estudio paleoecológico de testigos sedimentarios datables, a través de indicadores biológicos y geoquímicos (miles a millones de años); el de materiales históricos diversos, tales como especímenes de herbario, piezas de museo, archivos, anillos de los árboles (últimos siglos); el de los cambios ecofisiológicos, biogeoquímicos y demográficos de los ecosistemas en respuesta a las cambiantes condiciones climáticas (últimas décadas y años); el experimental de los ecosistemas bajo condiciones más o menos controladas, simuladoras de los cambios previstos para las próximas décadas; y, finalmente, la modelización de los cambios pasados y futuros, en el espacio y en el tiempo.

Es incuestionable que el cambio climático genera diversos tipos de impactos sobre los bosques en forma de alteraciones fisiológicas, fenológicas y demográficas

que modifican tanto la composición de las comunidades como el funcionamiento del ecosistema forestal. Pero resulta complicado cuantificar su papel en esos impactos, ya que los factores climáticos interactúan, comúnmente, con otros motores de cambio. Su incidencia es bien palpable en aspectos tales como la modificación de las áreas de distribución potencial de las especies; el lento pero progresivo ascenso altitudinal de los pisos de vegetación; las alteraciones en determinados parámetros fenológicos de especies vegetales (decaimiento forestal, brotación, floración, fructificación, caída de la hoja... que pueden desacoplar interacciones del tipo planta-polinizador y depredador-presa) y animales (períodos de letargo, hibernación, rutas y períodos migratorios, aceleración de las fases larvarias...); y el rápido incremento del listado, ya muy amplio en la actualidad, de especies amenazadas.

Previsiblemente y cada vez en mayor grado, el cambio climático alterará los ciclos vitales de plantas y animales, modificará la interacción entre especies y entre las plantas y sus herbívoros, afectando a los procesos de polinización y dispersión de semillas y frutos; provocará desplazamientos latitudinales y altitudinales; y generará distorsiones de las vías migratorias. Acarreará, asimismo, la pérdida de biodiversidad de los ecosistemas que, además de provocar la extinción de un elevado número de especies -sobre todo en los hábitats más vulnerables-, sufrirán cambios en su estructura y funcionamiento, y en la dominancia y composición de las comunidades. Facilitará también la llegada de taxones alóctonos y la propagación de los invasores ya establecidos.

El cambio climático -especialmente en sus variables de temperatura y precipitación- elimina primero las especies de árboles más vulnerables. Pero si el proceso persiste y se agudiza, se alcanza un punto de inflexión en el que, con la pérdida de una especie-clave más, el ecosistema puede colapsar completa e irreversiblemente. Es, por tanto, fundamental conocer la capacidad del bosque de soportar presiones externas y recuperar, con el correr del tiempo, su identidad previa; lo que depende de su grado de biodiversidad a todas las escalas y en relación con todos sus elementos (genes, especies —incluidos los microorganismos— y comunidades), así como del tamaño de la mancha forestal, que soporta mejor los impactos cuanto mayor sea y menos fragmentada esté.

En cualquier caso, el fenómeno del cambio climático es reconocido como un problema de características únicas: es de largo plazo, sus efectos se dan en todas las escalas espaciales y niveles de organización biológica, involucra interacciones complejas entre los sectores ecológico, económico, políticos, institucionales, sociales y tecnológicos; requiere para su solución la participación concertada de toda la sociedad, desde la escala global a la regional y local; y, como a continuación tendremos ocasión de comprobar, se encuentra en la base de muchos otros tipos de amenazas. Los bosques sufren el problema; pero, a la vez, son parte de la solución desde el momento en que contribuyen decisivamente a su mitigación.

#### **Deforestación, fragmentación, degradación**

Los fenómenos de deforestación, fragmentación y degradación de los bosques constituyen una de las expresiones más significativas del cambio global. El primero hace

referencia a la disminución cuantitativa de la superficie arbolada y su transformación en otro uso de la tierra; los otros dos a la pérdida de conexión y deterioro cualitativo del ecosistema forestal, de su red de interacciones, de su funcionamiento y de su capacidad de proveer bienes y servicios.

#### *Deforestación*

En los dos últimos siglos el crecimiento de la población humana y la consecuente expansión a gran escala de la agricultura y silvicultura intensivas, del desarrollo industrial, de las aglomeraciones urbanas y de las infraestructuras viarias han conducido a la deforestación de grandes extensiones boscosas. Estos cambios, generalizados y persistentes en el tiempo, conducen a la pérdida de biodiversidad y afectan a los patrones estructurales del paisaje forestal, ocasionando un proceso de fragmentación cuyas principales e inmediatas consecuencias son la pérdida de hábitat y la formación de parches boscosos de variadas formas y tamaños, separados entre sí por una matriz de características muy distintas a las del sistema original.

Sus efectos negativos sobrepasan con mucho la mera reducción de los espacios forestales y de las retículas vegetales (setos vivos, mantos, orlas...) que los interconectan. En efecto, acarrearán la exposición de los organismos residentes a condiciones diferentes a las del ecosistema original; ocasionan el «efecto borde», que conlleva cambios a escala microclimática (luminosidad, temperatura, evapotranspiración...); introducen cambios en la abundancia de especies y su afectación fisiológica originada por la variación microambiental, así como en los procesos de interacción entre las mismas; y generan nichos vacantes que, como enseguida veremos, favorecen el establecimiento de especies antes no presentes, caso de las introducidas e invasoras que, con frecuencia, originan graves perturbaciones en la trama de interacciones entre los diversos organismos del ecosistema forestal nativo.

#### *Fragmentación*

La fragmentación forestal merma la conectividad ecológica por aislamiento de tesa-las arboladas, que van quedando alejadas entre sí, con lo que se reduce el intercambio de individuos entre las poblaciones dando lugar a un empobrecimiento genético, dificultando la recolonización y recuperación tras las perturbaciones, y comprometiendo la viabilidad de dichas poblaciones, especialmente para las especies con escasas capacidades de dispersión fuera de su propio hábitat. La fragmentación conlleva, asimismo, una disminución de la biodiversidad, ya que hay especies dependientes de superficies mínimas superiores a las de las teselas remanentes. Una problemática que se ve agravada en territorios como el cantábrico, donde la intensificación de explotaciones madereras ha generado una red de pistas forestales que fragmentan aún más las manchas ya aisladas de bosques y plantaciones.

Ahora bien, la magnitud de esta pérdida de conectividad depende de factores como las características y la disposición en el paisaje de los fragmentos de hábitat, y las de los espacios que los separan. A este último respecto, existe una clara

convergencia entre los hábitats fragmentados y la biogeografía insular, ya que las teselas resultantes actúan necesariamente como islas; y, como en éstas, el incremento de diversidad depende, en gran parte, de la capacidad de ser recolonizadas por ejemplares o propágulos de las especies que puedan ayudar a reconstruir la diversidad original. En ambos casos, islas o teselas, esta imperfección favorece la instalación y rápida expansión de especies ubiquestas y, sobre todo, exóticas invasoras. En paralelo, cuando los retazos son inferiores al área mínima que requieren determinadas especies, o en su caso relaciones interespecíficas, éstas no sólo degeneran o desaparecen, sino que pueden ser sustituidas por otras que recurren a reglas mucho más sencillas. Es lo que sucede con las especies invasoras, que frecuentemente prosperan más fácilmente en estos ecosistemas insuficientemente estructurados, en los que medran creando sus propias condiciones de supervivencia y expansión a costa de los organismos que requieren relaciones interespecíficas más complejas.

Pero la pérdida de conectividad depende también de las de las especies consideradas. Ha de tenerse en cuenta que la sensibilidad de los organismos a la fragmentación de su ambiente no depende únicamente de su grado de especialización respecto al hábitat; también de su capacidad de dispersión. Ésta determina, a igualdad de condiciones de distribución del hábitat y de usos del suelo, la probabilidad de conservar el intercambio genético entre poblaciones que habitan manchas distantes o de colonizar nuevos territorios, factores que se consideran decisivos para la persistencia en paisajes fragmentados de los taxones especialistas. Se da, así, un nuevo paralelismo entre la biogeografía insular y la de los bosques desconectados: la capacidad de colonización de los fragmentos, sea por nuevos organismos, sea por individuos de especies ya presentes pero que, al venir de fuera, pueden ayudar a reducir los riesgos genéticos provocados por el aislamiento geográfico, es inversamente proporcional tanto a la distancia entre las manchas de bosques como a su superficie.

El nivel de conectividad forestal condiciona multitud de funciones ecológicas, entre ellas la de la dispersión animal. En efecto, cuanto más fragmentado esté el espacio boscoso en forma de manchas inconexas y distanciadas entre sí, menor es la superficie disponible para la fauna propia de ambientes nemorales, que se ve constreñida a sobrevivir en reductos donde la progresiva malfunción de los procesos ecológicos y distorsión de los ciclos naturales amenazan el equilibrio dinámico y la autorregulación de los sistemas naturales. La fauna forestal ve mermada con ello no solo sus posibilidades de búsqueda de alimento y cobijo, sino también su capacidad de movimiento a través del territorio, lo que compromete el intercambio de flujo genético entre poblaciones y, en definitiva, su viabilidad y supervivencia.

Es por ello que, desde la perspectiva de la Ecología del Paisaje, la idea integral de conectividad en general, y de la forestal, en particular, adquiere más fuerza cada día entre los objetivos de la conservación de la naturaleza. Se trata de un concepto que no apunta únicamente al reconocimiento del papel de los corredores biológicos en un territorio fragmentado por la actividad antrópica, sino también a la asunción de que los procesos físicos ligados a la circulación del aire y del agua, al transporte de

materia, energía e información, son en la actualidad el objetivo clave para mantener la fisiología de la naturaleza y, particularmente, la de los espacios protegidos.

### *Degradación*

En la actualidad, tanto o más que los de deforestación y fragmentación, preocupan los procesos de degradación de los ecosistemas boscosos. Son producto de perturbaciones tanto naturales (incendios, tormentas, sequías, plagas y enfermedades) como de origen antrópico (contaminación, bioinvasiones, construcción de infraestructuras y dotaciones, minería, actividad agrícola y ganadera, caza y pastoreo, malas prácticas silvícolas...) íntimamente asociadas al fenómeno del cambio global. Tales perturbaciones conducen a la aceleración de procesos de degradación de los suelos, y a la merma y debilitación de la biomasa arbórea, lo que coloca en peligro a la biodiversidad acompañante y reduce la capacidad del bosque para suministrar bienes y productos y proporcionar servicios ecosistémicos. En definitiva, el bosque perdura, pero con evidentes malfunciones que lo convierten en una versión sucedánea de lo que anteriormente era; acarreado con ello una pérdida de calidad que, en no pocas ocasiones, conduce a su deforestación alegando que ya no cumple las funciones ecosistémicas que lo habían hecho acreedor de preservación.

Como vimos en su momento, los sistemas forestales cumplen un papel fundamental en la limpieza de la atmósfera y del suelo. Pero actualmente, el efecto destructivo de los agentes contaminantes se ha intensificado tanto que, en muchas ocasiones, dicha función queda sobrepasada y se produce el efecto opuesto: la degradación de los bosques. La contaminación galopante proviene, en gran medida, de la actividad industrial y de tráfico, que emiten óxido nitroso, anhídrido sulfuroso, dióxido de azufre, compuestos de plomo, derivados fluorados y otros metales pesados, que originan la denominada «lluvia ácida» que provoca el amarillamiento de las hojas, la muerte descendente de las ramas y la eliminación del complejo briofítico y líquénico; y también de la saturación de herbicidas, pesticidas y fertilizantes que causan polución edáfica, daños en las hojas (deformación y decoloración), defoliación y mortalidad de la biomasa forestal. Aún más preocupante, en muchas ocasiones los agentes causantes de estas situaciones de estrés interactúan entre sí, sinergizándose sus efectos y provocando daños mucho más graves.

El impacto creciente de los elementos polutantes se traduce en la simplificación estructural del bosque, la desaparición de especies y biotipos, la merma de interacciones biológicas, la afectación de funciones ecológicas y el aumento de factores de estrés. Afecta, asimismo, a los briofitos y líquenes que ejercen de excelentes indicadores del grado de perturbación de un ecosistema. Además, se producen efectos perniciosos sobre el suelo que afectan a la ecología de los invertebrados, microorganismos y hongos micorrícicos que lo habitan. Estos últimos, que reciben carbono de los árboles a cambio de proporcionarles elementos vitales como el nitrógeno, fósforo y potasio, resultan muy perjudicados cuando se dispara la concentración de dichos minerales, que de nutrientes pasan a contaminantes. El aspecto senescente del arbolado joven y la proliferación de brotes adventicios constituyen síntomas de

degradación que preceden a una mortandad generalizada que, por otra parte, es potenciada por el ataque de insectos y hongos sobre los pies afectados.

La degradación incluye también procesos que, por no manifestarse de modo brusco y afectar preferentemente al sotobosque, pueden pasar desapercibidos. Buen ejemplo de ello es la progresiva nitrofilización-ruderalización de la vegetación por efecto de la frecuentación humana en medios forestales más o menos valiosos; máxime si, como es bastante habitual, la laxitud en la aplicación de las ordenanzas proteccionistas permite la circulación rodada, que genera una intensa depauperación del estrato herbáceo que, en el mejor de los casos, suele presentar un bajo nivel de recubrimiento incluso en los momentos de máximo desarrollo. Todo ello se acrecienta con la apertura o ampliación de caminos y pistas, abandono de basuras y excrementos, labores de limpieza de la vegetación para facilitar el acceso, etc.

### Fuego

Es muy probable que los incendios forestales sean tan antiguos como los mismos bosques. Pero si hablamos de evidencias, las más antiguas se encuentran en depósitos terciarios de lignitos y, mucho más tarde, en turberas holocénicas. Quiere ello decir que el fuego constituye un factor ecológico al que, con diversas estrategias y éxito variable, los bosques han tenido que adaptarse para poder sobrevivir. Es bien sabido que en diversos ecosistemas del mundo llega a ser, incluso, un fenómeno periódico y regenerador de la vegetación; tanto es así que, junto con la sucesión secundaria postincendio, ha jugado un papel dominante en el mantenimiento de la diversidad de especies y en la composición y estructura de los bosques. De manera que, en circunstancias de incendios reiterados, las especies con mecanismos de resistencia al fuego (pirófitas) perduran y desarrollan para su propia supervivencia dispositivos de reproducción y morfologías para resistir e, incluso, favorecerlos con un régimen concreto de recurrencia.

La humanidad prehistórica empezó a dominar el fuego y utilizarlo como recurso calorífico y culinario, y como arma de caza y defensa ante animales salvajes. Ya en el Neolítico, con la introducción de la ganadería y, posteriormente, de la agricultura, los incendios se convirtieron en herramientas básicas para la obtención de nuevos terrenos cultivables a costa de los bosques naturales. A estas antiguas prácticas deforestadoras se unieron, sobre todo a partir de la Edad Media, las ligadas a la utilización del fuego en guerras, quemadas de arbolado para acabar con las guaridas del bandidaje emboscado, litigios de vecindario y de límite de propiedades —todavía funcionales en algunos territorios—, disputas por los derechos de caza, quemadas negligentes de pastos y rastrojos...

La ocurrencia de fuegos forestales se ha vuelto a recrudecer desde la segunda mitad del siglo XX, cuando la población urbana empieza a encontrar atractivos espacios de ocio en los entornos boscosos y, sobre todo en época estival, genera, casi siempre por negligencia, focos de incendios por abandono de envases de vidrio, o por colillas y hogueras mal apagadas. La gravedad de este riesgo no ha hecho sino incrementarse de la mano de un fenómeno íntimamente asociado al cambio

global: el imparable abandono del medio rural, que se traduce en una decreciente extracción de leñas y brozas, una menor presión ganadera y una falta de gestión adecuada del monte, con lo que se va acumulando material combustible en bosques cada vez menos vigilados. Todo ello se une a la tradicional quema de pastos, rastrojos o restos de poda que, por descuido, da lugar a incendios no intencionados que se propagan al bosque.

En cuanto al grado de daño infligido a los ecosistemas forestales, existen tres tipos básicos de incendios: los de superficie, en los que el fuego consume el combustible que se encuentra sobre el suelo (hierba, leña, hojarasca) sin afectar a las partes altas de los árboles; los de subsuelo, que queman el mantillo y raíces bajo la superficie, por donde se propagan lentamente siendo muy difíciles de apagar; y los de copa, que abrasan ramas y hojas y se extienden rápidamente con el viento. En función de su intensidad, puede verse afectada no solo la integridad de la biocenosis sino también la estabilidad de los procesos biológicos y edafológicos. En cualquier caso, los árboles que persisten quedan dañados, alcanzan menor porte y diámetro, están más sujetos a enfermedades producidas por insectos y hongos y quedan más expuestos a los embates del viento. Además, pueden quedar calcinados los retoños, la cubierta muscinal, la hojarasca, el mantillo y el humus forestal que aseguran la actividad biológica del suelo, generando con ello una desestabilización del ciclo de nutrientes.

Por otra parte, en los bosques en los que el fuego no es un mecanismo de alteración natural, éste puede tener efectos devastadores sobre la fauna forestal, tanto vertebrada como invertebrada. En el peor de los casos, puede causarle la muerte directa; y, aunque se libre de ella, provocarle efectos indirectos duraderos, como el estrés y el deterioro —cuando no desaparición— de hábitats, territorios, cobijo y alimento. La aniquilación de organismos de gran importancia para los ecosistemas forestales, tales como invertebrados, polinizadores y descomponedores, puede retardar de forma muy significativa el índice de recuperación postincendio del bosque.

Hay ocasiones en que los incendios naturales tienen efectos positivos para el ecosistema forestal, especialmente si son de baja intensidad. Es lo que ocurre cuando el fuego ejerce un efecto de control sobre determinadas especies invasoras, o cuando ayuda a especies pirófilas nativas a reproducirse, liberando y haciendo germinar sus semillas. Con todo, aunque los incendios son una parte fundamental del ecosistema forestal, su intensificación conlleva el riesgo de liberar el carbono almacenado durante mucho tiempo en la vegetación y en el suelo. Es cierto que los bosques poseen un enorme potencial para absorber el carbono de la atmósfera; pero en un mundo que cambia rápidamente y sometido a una recurrencia creciente de eventos climáticos extremos, la mala gestión de los bosques en las zonas propensas a incendios forestales podría convertirse en parte del problema, en lugar de la solución.

### Enfermedades y plagas

Los bosques son ecosistemas compuestos por una gran variedad de formas de vida. También la de insectos y microorganismos que se hospedan, cobijan, crían y

obtienen alimento de sus hospedantes, que no son otros que los árboles, arbustos, hierbas, hongos, musgos, líquenes, raíces y suelo forestales. El bosque se mantiene sano y funcional mientras exista un equilibrio entre hospedantes y hospedados que, de romperse, hace que estos últimos puedan convertirse en patógenos y plagas que desarrollan brotes virulentos.

Por lo general, en los sistemas forestales las enfermedades más frecuentes están producidas por hongos, virus y bacterias; mientras que las plagas suelen estar ocasionadas por insectos. Bien es verdad que existen otros organismos que pueden afectar al bosque; pero no suelen considerarse plagas por no presentar virulencia en sus daños. El grado de nocividad de los agentes patógenos está determinado por el de su explosividad intrínseca que, a su vez, depende de la conjunción entre su potencial biótico y las condiciones del medio. Si éstas son favorables (benignidad climática, ausencia de predadores, abundancia de alimento fácilmente obtenible...), se produce una rápida expansión de la especie beneficiada y aparece la enfermedad o plaga.

En los últimos tiempos, la tasa de incidencia de estos patógenos se ha visto propiciada por el aumento del comercio internacional de productos agrícolas y forestales, fenómeno estrechamente asociado al cambio global; y, especialmente, por el tráfico internacional y comercio de la madera que, a menudo, ha llegado a nuestros puertos cargada de «polizones biológicos», en especial insectos y hongos exóticos que se han transferido fácilmente a la vegetación autóctona, llegando a causar daños importantes.

Pero es que a la imparable globalización y crecientes volúmenes de venta de madera a nivel mundial, se suma el impacto del cambio climático que, debido al estrés que causa a las plantas, multiplica la probabilidad de que proliferen en ellas enfermedades y plagas, tanto nativas como introducidas. Se acrecientan, así, día a día las incertidumbres y las dificultades para identificar todas las especies susceptibles de convertirse en plagas y, consecuentemente, para desactivar esta compleja amenaza biológica.

Por otra parte, la grave pérdida de biodiversidad que sufren los bosques redobla la amenaza de los patógenos pues, como vimos en su momento, muchas de las especies de flora y fauna desaparecidas eran menos susceptibles de convertirse en huéspedes de los agentes infecciosos. El resultado es que aumenta la densidad de las especies que sí son portadoras, lo que incrementa, a su vez, la posibilidad de contagios. Este preocupante panorama muestra toda su crudeza en el caso de las plantaciones forestales, cuya usual monoespecificidad constituye el escenario perfecto para la proliferación generalizada, rápida e incontrolada de toda clase de pestes.

Enfermedades y plagas interfieren negativamente en el crecimiento, vigor y tasa de supervivencia del arbolado; lo que, además de degradar las funciones ecosistémicas y la biodiversidad, conlleva la merma del rendimiento y calidad de los productos madereros y no madereros, amén del deterioro de sus valores recreativos, escénicos y socioculturales. A lo que, como es lógico, hay que sumar el hecho de que, en estas circunstancias de decaimiento, los bosques se ven aún más expuestos a alteraciones y eventos de todo tipo, como los asociados al cambio climático (aumento de las

temperaturas, modificación del régimen de precipitaciones, frecuencia e intensidad de los fenómenos climáticos extremos...).

### Bioinvasiones

El de las bioinvasiones constituye un componente significativo de las transformaciones que se están produciendo en el medio natural ligadas al cambio global, lo que crea importantes retos de gestión. En su gran mayoría, los elementos alóctonos han llegado a nuestros ecosistemas de la mano del ser humano —por supuesto, la especie invasora con más éxito a escala global es el propio *Homo sapiens*—, que los ha introducido de manera directa o indirecta, voluntaria o accidentalmente, por el incremento de la población, el trasiego de productos y personas, el turismo, la agricultura y ganadería intensivas, las prácticas silvícolas, la urbanización y la jardinería, etc. A ello ha ayudado, en no poca medida, el cambio climático, especialmente en lo relativo al incremento de las temperaturas, y también la degradación y fragmentación de los hábitats naturales.

Las especies exóticas invasoras suelen ser demográficamente exitosas, pues se valen de su elevada tasa de crecimiento, maduración precoz y gran capacidad de reproducción, así como de la posesión de mecanismos de dispersión eficaces a larga distancia. Suelen mostrar unos patrones de distribución con clara predilección por núcleos urbanos y periurbanos que generan una importante cantidad de propágulos procedentes, sobre todo, de plantas de jardinería; terrenos —muchos de ellos forestales— fuertemente degradados y, con frecuencia, posteriormente abandonados, circunstancia en la que muestran su gran capacidad primocolonizadora; vías de comunicación y sus inmediaciones, que son zonas preferentes de dispersión involuntaria de semillas que se mueven con los vehículos o mercancías; y humedales y riberas fluviales que les aseguran un suministro hídrico continuado. Si, además, tienen la suerte de instalarse en un ambiente termófilo, cosa que ocurre en valles abrigados y, sobre todo, en la cercanía de la costa, las posibilidades de éxito de las especies invasoras crecen exponencialmente. En todo caso, el potencial colonizador se multiplica especialmente en los ecosistemas de baja diversidad, donde hay mayor disponibilidad tanto de espacios físicos como, a veces, de nichos ecológicos.

La flora y fauna invasora suelen introducir modificaciones en el ecosistema en el que se instalan, pues necesitan recursos (alimentos, espacio) que antes o no eran demandados y consumidos/ocupados, o bien eran usados por los elementos autóctonos con los que entran en competencia. Desencadenan, casi siempre, interacciones negativas (competencia, parasitismo, depredación, alteraciones en la cadena trófica o en los ciclos de nutrientes...); lo que no quita para que, en ocasiones, también se den las positivas de tipo mutualista que, incluso, pueden crear nuevas oportunidades tróficas y propiciar la integración de especies exóticas en las comunidades bióticas locales. De ahí que cada vez más expertos opinen que la verdadera cuestión de fondo no radica tanto en diferenciar entre especies nativas o invasoras como en evaluar el grado de impacto de estas últimas en el entorno en razón de su nivel de adaptación y contribución a la biodiversidad del área a la que llegan. Defienden, en definitiva, aplicar un enfoque dinámico y pragmático a la conservación y gestión de las especies.



Los impactos negativos pueden ser medidos por los efectos sobre las especies de flora y fauna locales (tasas de crecimiento, mortalidad, transmisión de patógenos y enfermedades...); la genética (hibridación con congéneres nativos que, a la larga, se ven abocados a la extinción...); la dinámica poblacional (abundancia, crecimiento...); los aspectos comunitarios (riqueza de especies, diversidad, estructura trófica...); y los procesos ecosistémicos (disponibilidad de nutrientes, producción primaria, servicios de regulación...). Pero, además de la biocenosis, también resulta afectado el hábitat invadido, que sufre alteraciones en el régimen del fuego (incremento de la inflamabilidad y combustibilidad); en la transitabilidad para la fauna por desarrollar formaciones vegetales muy densas; en los efectos sobre el ciclo del nitrógeno; en las modificaciones químicas a través de sustancias alelopáticas, etc.

Es cierto que los hábitats forestales oponen mayor resistencia a la invasión por especies exóticas; pero el alto grado de alteración que, como hemos visto, presentan nuestros bosques ha permitido que algunas de ellas hayan podido establecerse en su seno exitosamente. Es más, aun cuando la mayoría de las invasiones ocurre en ambientes perturbados, está demostrado que también pueden verse afectadas masas forestales relativamente prístinas; eso sí, siempre que las especies invasoras presenten alta tolerancia a la sombra. En todo caso, desencadenan con su llegada una espiral de cambios cuya magnitud y gravedad depende de la interacción entre las especies introducidas y el ecosistema invadido.

### EL BOSQUE PROTEGIDO

En su carrera por explotar los recursos naturales, el ser humano ha provocado la extinción de muchas especies animales y vegetales, así como un deterioro del entorno natural en muchos casos irreversible. Es, en consecuencia, perentorio encontrar esquemas que permitan estimar y asignar valores objetivos a los bienes y servicios que los ecosistemas nos prestan, pues sólo de esta forma las acciones de conservación y restauración de la naturaleza surtirán el efecto deseado. Conforme a la famosa máxima «conocer para valorar; valorar para proteger», conocida la realidad natural y cultural de nuestro patrimonio forestal, así como de los riesgos y amenazas a los que se enfrenta, llega el momento de evaluar el estado actual de nuestros bosques y, en función de los resultados diagnósticos, establecer prioridades de conservación y plantear las pertinentes medidas de protección y directrices de uso y gestión encaminadas a fomentar y mantener sus múltiples funciones ambientales, económicas y sociales.

#### Valoración

El análisis valorativo de la vegetación y de la fauna constituye un área de trabajo preferente para especialistas provenientes de distintos campos del conocimiento (botánicos, zoólogos, ecólogos, geógrafos, ingenieros y otros técnicos y profesionales). La cantidad de propuestas evaluativas es, en consecuencia, tan amplia y diversa que se hace deseable llegar a la elaboración de metodologías lo más consensuadas posible, asumibles por la generalidad de los expertos, y que ofrezcan a los responsables de la

toma de decisiones y a los gestores herramientas basadas en una visión transversal que combine aspectos relacionados con los valores naturales y culturales, incluyendo entre estos últimos los relacionados con la percepción que sobre los entornos bióticos tiene la población que los habita, disfruta y gestiona.

#### Método LANBIOEVA

El Método LANBIOEVA (acrónimo de «*Landscape Biogeographical Evaluation*») descansa en dos conceptos independientes pero estrechamente interrelacionados: el interés de conservación y la prioridad de conservación. El primero se obtiene de la suma de las valoraciones del interés natural y el interés cultural; mientras que el segundo se calibra multiplicando el resultado ofrecido por el interés de conservación por el coeficiente de amenaza al que está sometida cada agrupación forestal.

En lo concerniente al interés de conservación, el primer paso es calibrar el Interés Natural de la agrupación vegetal concernida, el cual está conformado por cuatro grupos de criterios: el interés fitocenótico, que estima caracteres intrínsecos de la vegetación, tales como la diversidad, la naturalidad, la madurez y la regenerabilidad espontánea o resiliencia; el interés territorial, en el que intervienen criterios que consideran los atributos de rareza, endemismo, relictismo y carácter finícola, y que se aquilata tanto a nivel de especie como de agrupación vegetal; el interés mesológico, que evalúa la contribución de la vegetación a la protección, equilibrio y estabilidad de la biocenosis, el hábitat y el geo-biotopo en el que radica mediante sus funciones geomorfológica, climática, hidrológica, edáfica y faunística; y el interés estructural, que mide la riqueza y la cobertura por estrato, la abundancia de microhábitats y la continuidad y conectividad de la mancha forestal.

Se evalúa, posteriormente, el Interés Cultural, que se obtiene a partir de varios grupos de valores: el interés patrimonial, que aquilata el valor etnobotánico (histórico, arqueológico, religioso, mitológico, simbólico, recreativo, medicinal...), el perceptivo (valor estético, escénico, vivencial... obtenido mediante encuestas objetivas de preferencias, gustos, querencias y afinidades de la población) y el didáctico (virtuabilidad pedagógica de la vegetación en sus aspectos naturales y culturales, y en la concienciación ambiental de la sociedad) de cada tipo de bosque; y el valor cultural estructural, que atañe, por una parte, a los usos y manejos tradicionales del bosque ligados a «modos de vida» ancestrales y que se estima en función del valor fisionómico (tipos de fuste: monte bajo; trasmochos, cabeceros, etc.; y monte alto) y, por otra, a elementos culturales tales como vestigios, estructuras y microtopografías relictuales de prácticas forestales, elementos preindustriales, arqueológicos, simbólicos, místicos o religiosos.

Es preciso subrayar que el interés de conservación de una determinada agrupación vegetal que, lógicamente, es elevado cuando lo es también el sumatorio de las puntuaciones adjudicadas a los diversos elementos valorativos, puede serlo, igualmente, si un grupo de criterios, criterio o, incluso, subcriterio aislado obtiene alta puntuación. Es el caso de algunos parámetros de orden cultural —especialmente el etnobotánico— y natural —sobre todo los territoriales— a los que la práctica

totalidad de los expertos atribuye resoluntividad diagnóstica más que sobrada para determinar, por sí solos, el nivel de protección requerido por un determinado taxón o unidad de vegetación.

El concepto de prioridad de conservación está expresamente ideado para su utilización por la administración competente o el gestor, que precisan de un diagnóstico claro y operativo sobre cuáles son las agrupaciones vegetales de preservación preferente. Se trata de un parámetro solidario del de interés de conservación en la definición y jerarquización de espacios protegidos, pero enfocado específicamente hacia la calibración de la perentoriedad de las actuaciones conservacionistas. Se evalúa en función del grado de amenaza que pesa sobre la unidad de vegetación concernida, puesto que su influencia sobre ciertas cualidades, como la madurez, rareza, función mesológica o valor etnobotánico, es esencial, sobre todo desde un punto de vista dinámico, diacrónico.

El Factor de Amenaza se calibra en relación a tres parámetros: el coeficiente de presión demográfica —medida según el número de habitantes por kilómetro cuadrado—, que 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, que es un dato de atención inexcusable dado que la presencia e impronta del ser humano está condicionada por la topografía del terreno, la densidad, tamaño, estado de conservación y grado de penetración de la red viaria y por la estructura más o menos abierta de la unidad valorada (capacidad de impedancia) y, en su caso, también por las limitaciones impuestas por los propietarios del terreno o por normativa legal dictada por la Administración; y el coeficiente de amenaza alternativa, que calibra una amplia gama de riesgos y que, eventualmente, pueden afectar a la unidad de vegetación concernida de manera grave, real y coetánea al ejercicio valorativo o a muy corto plazo, construcciones, tendidos eléctricos, depósitos, dragados, actividades extractivas, etc.

El hecho de que la metodología LANBIOEVA atienda a un amplio elenco de criterios otorga al tomador de decisiones una gran cantidad de información; de manera que pueda aquilatar sus dictámenes no solamente en razón de los parámetros y resultados globales, sino también de los parciales que más se adecuen a la realidad concreta de gestión. En efecto, cada uno de los subcriterios, criterios o grupos de criterios —y no solamente los valores finales de interés y prioridad de conservación— puede conllevar suficiente potencialidad diagnóstica como para definir por sí mismo la calidad del medio y justificar la adopción de medidas encaminadas a la protección y gestión de la agrupación vegetal analizada.

#### *Método EFG-Meaza*

El MÉTODO EFG-Meaza (acrónimo de «Evaluación de la Funcionalidad Geoecológica»), en un principio denominado Método Fitoindicación/Fitoacción, calibra el juego de interacciones que se desarrollan entre los elementos de biodiversidad y las funciones protectoras y reguladoras del ecosistema boscoso. En su virtud, y del mismo modo que se califican como «fitoindicadoras» a las especies que asumen un

rol pasivo, delator de las propiedades del medio, se propone denominar —paralela y complementariamente— «fitoagentes» a las que ejercen un papel activo, controlador de las propiedades del medio. Para ello, el proceso se inicia con la asignación de su rol ecológico en ambas facetas —delatora y agente— mediante el conocimiento de la autoecología de cada taxon.

El método establece un protocolo valorativo del interés mesológico de comunidades fitoindicadoras/fitoagentes en relación a 6 parámetros (climático, hídrico, geomorfológico, edáfico, biótico y antrópico), con objeto de conocer en qué medida una determinada fitocenosis interactúa con estos factores, tanto en su faceta delatora (fitoindicación) como en su rol agente sobre tales condiciones ambientales (fitoacción).

Para el cálculo del nivel de fitoindicación se adjudica, en primer lugar, el valor más alto a los taxones indicadores más específicos, es decir que dependan estrechamente de uno o pocos factores y que, además, se desarrollen con poblaciones más abundantes. Al resto se le otorga un valor que va progresivamente mermando en función del número de factores sobre los que se presenta como indicador, puesto que ello es asimilable a una peor calidad fitoindicadora. Posteriormente, se calcula la proporción porcentual de fitoindicación en relación a cada uno de los 6 ítems antedichos, sumando los valores de fitoindicación de cada taxón para un determinado parámetro.

El cálculo del nivel de fitoacción es, en esencia, similar al de la fitoindicación, con la salvedad de que se utiliza un coeficiente o constante (K) que varía en función del tipo de estructura vegetal que alberga la comunidad analizada (5 niveles de complejidad estructural). Se procede, entonces, a calcular el valor de fitoacción respecto a cada factor mediante el mismo proceso que en el caso de la fitoindicación, sumando los valores obtenidos de cada taxón para cada factor.

Posteriormente, se puede representar el resultado en un gráfico en el que se crucen los valores de fitoindicación y fitoacción con objeto de obtener un espacio que indique el grado de funcionalidad geoecológica (interacción entre la fitocenosis y los 6 factores mesológicos determinados); también mediante la suma de los valores obtenidos en ambos roles (fitoindicación y fitoacción), de manera que se obtengan resultados comprendidos entre 2 y 10 para cada uno de los factores. A partir de tales resultados se ajusta a una distribución normal (Gaussiana), permitiendo el gráfico resultante calibrar el grado de interactividad geoecológica en tres niveles: Bajo, Óptimo y Excepcional.

En la última versión de esta metodología se está testando incluir en el cálculo de la funcionalidad geoecológica el papel de ensamblaje que unos taxones adquieren respecto a otros en relación al factor biótico. En su virtud, se considera la presencia de taxones facilitadores (aquellos que favorecen la de los elementos especialistas) e inhibidores (los que dificultan la de los elementos competidores y generalistas) para el cómputo final de la misma.

### Conservación, ordenación y gestión sostenible

La idea de valoración de la naturaleza y la necesidad de su conservación como pilares del desarrollo sostenible va calando en la conciencia de ciudadanos y administraciones. En ese contexto, los bosques son considerados como bienes complejos en los que el necesario aprovechamiento de sus recursos materiales ha de compatibilizarse juiciosamente con la protección y salvaguarda de su biodiversidad, sus valores y servicios ambientales, su papel paisajístico y su uso recreativo. Ello obliga al diseño y puesta en práctica de una política forestal que no solo establezca los principios y objetivos que deben regir el uso múltiple del bosque, sea cual sea su régimen de propiedad, sino también los medios legales y de fomento necesarios para su logro.

Los objetivos básicos de este tipo de iniciativas estriban en la conservación y mejora del medio natural y de las condiciones ecológicas de los bosques; en el mantenimiento y recuperación, en su caso, de la fertilidad de los suelos forestales; en el freno a su erosión; en la ampliación de la superficie forestal arbolada en base a formaciones vegetales con buena capacidad de regeneración y de evolución hacia bosques maduros; y en la regulación de sus usos y aprovechamientos como fuente de materia prima renovable, haciéndolos compatibles con la preservación de su rol ecosistémico. En definitiva, las nuevas políticas forestales animan -no solo pero sobre todo- a las administraciones públicas a concentrar esfuerzos en la optimización de la multifuncionalidad del bosque desde una visión global que asegure el necesario equilibrio entre los criterios económicos, sociales y medioambientales.

Cierto es que la configuración de una red de Espacios Naturales Protegidos (ENP), Lugares de Interés Comunitario (LIC), Zonas de Especial Conservación (ZEC) y Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) en la red Natura 2000 europea constituye una herramienta fundamental en las estrategias de conservación de los ámbitos forestales que, al proteger espacios, busca también proteger las especies en ellos contenidas. Pero no lo es menos que aún nos encontramos en un escenario de ausencia generalizada de gestión planificada -especialmente a largo y muy largo plazo-, lo que explica que, a día de hoy, muchos de estos espacios se encuentren alejados de su óptimo ecológico.

La conservación del amplio abanico de valores asociados al bosque necesita, pues, de una gestión sostenible. La no gestión es una opción siempre que se integre en un esquema planificado; de lo contrario es, simplemente, abandono que, en ocasiones, acarrea una pérdida no esperable de biodiversidad, ya que sus valores altos están a veces ligados a la heterogeneidad que ha generado a baja escala del paisaje la acción humana multicientenaria, generando huecos forestales, áreas de diferente nivel de desarrollo, etc. De hecho, en algunos tipos de ecosistemas, la suma de fuertes impactos ambientales, como los incendios forestales, y de abandono de la gestión da lugar a nuevos ecosistemas que podemos considerar «tóxicos» para el paisaje por su efecto desequilibrador.

A menudo los espacios forestales adolecen de falta de gestión o de gestión de baja calidad; lo que, con el tiempo, genera estructuras forestales que necesitan de tratamientos selvícolas de mejora. Por el contrario y mayoritariamente en espacios

naturales protegidos, los bosques que han sido tratados mediante proyectos de ordenación forestal se encuentran en mejor estado en relación a su vitalidad, estabilidad, riqueza y vulnerabilidad frente a toda clase de peligros y amenazas. De ahí la importancia de la denominada «gestión adaptativa», que construye procedimientos de toma de decisiones o de control capaces de aprender de la experiencia, incorporando información circular retroalimentada cara a la toma de decisiones teniendo en cuenta los objetivos e intereses de todos los sectores de la sociedad.

En los últimos tiempos se ha generalizado el acceso público a los espacios forestales, especialmente los protegidos, lo que ha supuesto una revitalización de su función recreativa y como lugar de ocio. Pero, con demasiada frecuencia, ello se ha producido en ausencia de una normativa que garantice la salvaguarda del equilibrio entre el uso racional del recurso y el interés superior de su conservación. Es, en consecuencia, de todo punto necesario establecer planes de gestión del uso público y de seguimiento de la frecuentación, que esclarezcan las actividades no permitidas y regulen la forma como se deben desarrollar las permitidas, la construcción de equipamientos turísticos y recreativos, la cartelería indicativa, el sistema de itinerarios forestales, los centros de interpretación y divulgación, el alojamiento, las normas sobre la acampada, etc.

Otro tanto puede afirmarse en relación a las masas forestales destinadas a la obtención de recursos madereros y no madereros, que deberían contar con instrumentos de gestión que regulen su extracción sin comprometer su capacidad de producción y su conservación a largo plazo. En este sentido, la puesta en valor de los productos forestales a través de instrumentos como la «certificación forestal» (FSC, PEFC) constituye una buena herramienta para asegurar la correcta gestión del monte, a la vez que transmite al consumidor que se cumplen unos estándares sociales y ambientales exigentes. Está claro que en este tema debería haber una mayor implicación social mediante la adquisición prioritaria de productos forestales certificados, frente a los no certificados.

La certificación forestal conlleva, en efecto, claros beneficios: valor más alto de la materia prima para los propietarios; más facilidad de acceso a determinados mercados institucionales de empresas y de consumidores concienciados con la protección de los bosques; mejora de la gestión que se realiza en las masas que producen madera certificada; y optimización de la imagen social de las empresas forestales que producen o consumen este tipo de madera. El problema es que la aplicación de este instrumento dista mucho de ser generalizada. Ello es debido, fundamentalmente, a que para que la gestión de un monte se pueda someter al proceso de certificación es requisito indispensable que disponga de un proyecto de ordenación vigente, del que carece la mayoría de los montes de titularidad privada.

Sean de titularidad pública o privada, los bosques naturales deben ser objeto de preservación por parte de las administraciones competentes. Ello debe hacerse asegurando la presencia mosaical de todas las etapas sucesionales, desde las pioneras a las maduras y senescentes; preservando la madera muerta en pie y en el suelo que, como vimos en su momento, constituye uno de los componentes estructurales y fun-

cionales más importantes de los ecosistemas forestales; y fomentando la convivencia entre los usos y aprovechamientos tradicionales (forestales, ganaderos...) y los actuales (esparcimiento, meditación, turismo verde...), ejercidos de manera responsable.

Tanto en zonas degradadas como en las revestidas de cultivos forestales con marcado propósito económico, han de reservarse enclaves idóneos para la regeneración del bosque natural que asegure su biodiversidad, su desempeño protector y regulador y la recuperación de ecosistemas y paisajes ancestrales; siempre teniendo muy en cuenta que la mejor estrategia —la más rápida, barata y valiosa— es la que conlleva menor grado de intervención humana.

En caso de acometer labores de restauración, se ha de respetar una secuencia de pasos previos esenciales: la definición de áreas potenciales de restauración en áreas deforestadas y bosques degradados; la evaluación y mapeo de la idoneidad de la restauración en base a principios ecológicos (biodiversidad, provisión de agua y regulación de la erosión); la evaluación y mapeo de la factibilidad de la restauración a partir de criterios socioeconómicos (accesibilidad, presión sobre los bosques y régimen de propiedad); y la combinación de los mapas de idoneidad y de factibilidad para identificar áreas prioritarias de restauración. En estos ámbitos se trata de aunar dos realidades que no deben resultar contrapuestas: la conservación y recuperación de la naturaleza, y el desarrollo socioeconómico. La consecución de este objetivo supone, por un lado, un salto adelante en cuanto a mejora de la funcionalidad ecológica, calidad para la biodiversidad y conocimiento científico aplicado; y, por otro, la generación de nuevas oportunidades de desarrollo y de revitalización del mundo rural gracias a la aparición de alternativas de negocio y de filones laborales anteriormente inexistentes.

En la Conferencia Climática COP26 celebrada recientemente en Glasgow (2021) un centenar de países, que contienen el 85 % de los bosques del Planeta, ha dado su respaldo a un acuerdo para, de aquí al año 2030, frenar la pérdida de masas forestales, así como revertirla mediante la restauración de amplias extensiones degradadas. En su virtud, los países más ricos se comprometen a dedicar a lo largo de la presente década cuantiosas inversiones, públicas y privadas, para ayudar a los menos desarrollados a alcanzar este objetivo. Pero casi de inmediato se han alzado voces que alertan de que esta nueva promesa —no vinculante— constituirá, como tantas otras, un mero «brindis al sol» a menos que sea respaldada por fondos verdaderamente sustanciosos, así como por un control inmediato y transparente y una regulación estricta de las empresas y financieras vinculadas a la destrucción de los bosques.

Las iniciativas de conservación y manejo de los hábitats forestales *in situ* deben complementarse, a menudo, con acciones de conservación *ex situ*, esto es, fuera del hábitat originario, ya que en muchos casos debe acometerse la restauración ecológica de algunos tipos de bosques, incluyendo la repoblación de sus especies dominantes y, cada vez con más frecuencia, la de especies facilitadoras o «especies nodriza» que pueden acelerar el desarrollo del resto de árboles y arbustos (por ejemplo, plantas espinosas que protegen a las plántulas de las especies arbóreas frente al efecto del ganado y los rumiantes silvestres). También se hace necesario conser-

var las especies más raras y amenazadas, que han ido desapareciendo del paisaje forestal, y merecen reintegrarse en el futuro en sus hábitats originales. El proceso comprende la recolección de unidades de propagación (semillas, esquejes...), conservación en bancos de semillas forestales, germinación y viverización, produciendo plantones de las principales especies forestales.

### UNA REFLEXIÓN FINAL

Es razonable vislumbrar que, en el corto y medio plazo, la evolución de nuestros bosques estará ligada, primordialmente, a la de los impactos generados por la creciente actividad humana, propia del Antropoceno y por su cese en terrenos abandonados; y que, en el largo, dependerá de las grandes secuencias bioclimáticas y del acaecimiento de eventos planetarios que desencadenaron y seguirán desencadenando profundos cambios ecológicos y biocénóticos globales.

No faltan, sin embargo, quienes vaticinan otros escenarios de futuro. Es el caso de James Lovelock, padre de la hipótesis *Gaia* (la vida y la Tierra forman un todo interactivo; nuestro planeta puede concebirse como un solo organismo, un complejo sistema autorregulado que ayuda a mantener y perpetuar las condiciones para la vida). Afirma el genial pensador que estamos dejando atrás el *Antropoceno* para entrar en una nueva época, que denomina —provisionalmente— *Novaceno*, en la que la tecnología llegará a generar inteligencias muy superiores a la humana, que pensarán infinitamente más deprisa y nos verán como nosotros vemos hoy a las plantas: criaturas que actúan con una lentitud desesperante. Pero estos seres hiperinteligentes serán tan dependientes de la salud del planeta como lo somos nosotros, pues también ellos necesitarán que el sistema de refrigeración planetaria de Gaia —que depende de la vida orgánica, en general, y de los bosques, en particular—, los defienda de la radiación solar. En la nueva era estamos, por tanto, avocados a ser aliados en este proyecto.

Como se señaló anteriormente, los principales riesgos que se ciernen sobre los espacios forestales y que, por tanto, pueden comprometer su futuro más o menos cercano vienen de la mano del cambio global. ¿Cuáles serán, entonces, los tipos de bosque invictos y cuáles los derrotados ante la materialización de esta panoplia de amenazas? Tan solo hay una respuesta cierta a estas dos interrogantes: los más y los menos biodiversos, respectivamente. El panorama es, ciertamente, sombrío; pero, al menos en parte, está contrarrestado por dos realidades esperanzadoras: en primer lugar el hecho de que, en los últimos tiempos, el abandono rural está repercutiendo en un aumento de la superficie arbolada, bien es cierto que correspondiente, en gran medida, a tierras que han visto mermada su capacidad de regeneración natural y, en consecuencia, tienen serios problemas para alcanzar los estadios más maduros del ecosistema forestal; en segundo lugar porque cada vez más territorios boscosos se suman al listado de espacios protegidos, lo que, en parte, está potenciado por una creciente sensibilización social en favor de la conservación del territorio.

¿Garantiza esta dicotomía de aspectos negativos y positivos una situación de equilibrio duradera en el tiempo? No lo sabemos. Pero está en nuestra mano comprometernos a implementar algunas líneas de acción prioritarias para garantizar la pervivencia de

nuestros bosques minimizando, en lo posible, los impactos nocivos del cambio global, y adoptando medidas de mitigación y adaptación al cambio climático; preservando a ultranza los remanentes de bosque natural; reservando enclaves idóneos para la regeneración del bosque autóctono en zonas masivamente revestidas de cultivos forestales; fomentando la convivencia entre los usos y aprovechamientos tradicionales y los actuales, ejercidos siempre de manera responsable; informando a la población, en general, y a la juvenil, en particular, sobre los valores naturales y culturales que atesora nuestro patrimonio forestal, y concienciándola de cuán necesario es protegerlo y conservarlo...

Se trata de actuaciones, sin duda, perentorias pues, como hemos tenido ocasión de comprobar sobradamente a lo largo de esta conferencia, el deterioro de muchos de nuestros bosques bordea el punto de no retorno, si es que no lo han rebasado ya. En esos casos, su recuperación (o incluso su «re-creación», como cabe denominarla en ocasiones) implica unas inversiones muy superiores a las que habitualmente se realizan en estos ámbitos. En este punto, y teniendo en cuenta que gran parte de la superficie boscosa está en manos privadas, la reversión de la dinámica forestal en favor de la conservación pasa inexorablemente por el pago de los servicios ambientales, y por el apoyo a las prácticas de custodia del territorio.

En definitiva, el estado de los bosques del futuro vendrá determinado, en buena medida, por nuestras acciones u omisiones; ya sea directamente mediante el tipo de gestión, o indirectamente a través de nuestro impacto sobre otros elementos, caso del clima. Es por eso que cobran tanta importancia las estrategias ambientales de desarrollo sostenible afines al concepto de «Soluciones basadas en la Naturaleza» (SbN), enmarcado en la nueva economía verde, que tienen como objetivo reducir nuestra huella ecológica, conseguir que el consumo de recursos, entre ellos los forestales, no supere la capacidad de carga y regeneración del medio ambiente; lograr una disociación entre crecimiento económico y utilización de recursos; y optimizar el nivel de resiliencia ante los efectos del cambio climático.

Por otra parte, las perspectivas de futuro —tanto las de los bosques como las del propio ser humano— mejorarían de manera ostensible si interiorizáramos conceptos actualmente emergentes como el de «biofilia», retomando un modo de vida más acorde con nuestra naturaleza biológica que nunca debimos olvidar; o, un paso por delante del reconocimiento legal que se está otorgando en los países avanzados a los animales como sujetos de derechos, el de «sintiencia vegetal», que supera las convenciones del estilo científico que tienden a describir las plantas como meros autómatas dirigidos por programas determinados genéticamente. Podríamos, entonces, justipreciarlas no solo en su lucha por la supervivencia y la reproducción, sino también en su increíble sensibilidad al entorno; en sus formas de crecimiento y movimientos gestuales, exploratorios y expresivos; en sus experimentos improvisados con la luz, la gravedad y la vibración; en su creatividad e innovación continua de técnicas de síntesis química; y en sus intervenciones físicas y químicas tan complejas como sutiles, que no solo experimentan con el medio en el que radican sino que lo modelan. Si ello fuera así, brindaríamos al mundo vegetal el respeto que se merece y, en última instancia, cuidaríamos de él y, consecuentemente, de nuestro futuro colectivo.

## BLOQUE 1 MÉTODOS Y TÉCNICAS EN BIOGEOGRAFÍA



# RELACIÓN DE *SPARTOCYTISUS SUPRANUBIUS* CON LA MORFOGÉNESIS ACTIVA EN EL ÁREA CENTRAL DEL PARQUE NACIONAL DEL TEIDE (TENERIFE, ISLAS CANARIAS)

María Eugenia Arozena Concepción<sup>1</sup>, Víctor Manuel Martín Febles<sup>2</sup>

## Resumen

*Spartocytisus supranubius* es una especie muy bien representada en la cumbre de Tenerife y durante años fue, junto con *Adenocarpus viscosus*, dominante en este espacio. Tras la declaración del parque nacional, en 1954, el abandono de los aprovechamientos desencadenó un proceso de recolonización vegetal caracterizado por un creciente equilibrio entre los taxones. Aunque la retama es muy abundante y está muy extendida en el parque, el aumento de la competencia interespecífica ha ido precisando su localización.

La acción torrencial, los procesos de gravedad, los fenómenos periglaciares y los eólicos provocan variados tipos de inestabilidad del sustrato que no son soportados de igual modo por todas las especies. Los recuentos e inventarios florísticos, los perfiles de vegetación, la fotointerpretación y la observación de la morfogénesis activa han fundamentado el análisis de la incapacidad de la retama para tolerar determinados movimientos del terreno y, sin embargo, ser la única que resiste dinanismos particulares.

**Palabras clave** *Spartocytisus supranubius*, morfogénesis activa, alta montaña, Parque Nacional del Teide

## Abstract

Relationship of *Spartocytisus supranubius* with active morphogenesis in Teide National Park (Tenerife, Canary Islands):

*Spartocytisus supranubius* is a very well represented species on the summit of Tenerife and, together *Adenocarpus viscosus*, for years it was dominant in this space. After the declaration of the national park, in 1954, the abandonment of uses triggered a process of plant recolonization defined by a growing balance between taxa. Although this species is very abundant and widespread in the park, increased interspecific competition has made its location more precise. Torrential action, gravity processes, periglacial and wind phenomena cause various types of substrate instability that are not supported in the same way by all species. Floristic inventories, vegetation profiles, photo-interpretation and the observation of active morphogenesis have supported the analysis of the inability of *Spartocytisus supranubius* to tolerate certain movements of the ground and, nevertheless, to be the only one that resists particular dynamisms.

**Keywords** *Spartocytisus supranubius*, active morphogenesis, high mountain, Teide National Park

<sup>1</sup>Dpto. de Geografía e Hª/ Universidad de La Laguna, <sup>2</sup>Parque Nacional del Teide/Cabildo de Tenerife  
<sup>1</sup>maeazona@gmail.com, <sup>2</sup>victorteide@gmail.com

## 1. La morfogénesis activa en el parque nacional del Teide

El funcionamiento del sistema natural del parque nacional del Teide resulta de la combinación de diferentes modalidades de dinámicas que tienen variados significados temporales y espaciales. La actividad eruptiva recurrente crea en algunos lugares nuevas formas y sustratos en los que se desencadenan procesos biológicos y morfogenéticos, cuyas fases iniciales coexisten con las más avanzadas de otros sitios. Estas últimas son las propias de las estructuras volcánicas más antiguas, donde lleva mucho tiempo funcionando la interacción de la vegetación con los procesos de meteorización, desalojo, transporte y acumulación de materiales.

El principal responsable de la dinámica natural más continua es el clima de alta montaña subtropical. La mayor parte del parque nacional se sitúa por encima de los 2000m de altitud, lo que, unido a la latitud de las islas, hace que la escasez de humedad, la acusada oscilación térmica diurna y estacional, la fuerte insolación y las bajas precipitaciones se combinen para favorecer una morfogénesis muy activa. La meteorización mecánica tiene gran funcionalidad, especialmente la crioclastia, y una gran cantidad de material suelto está disponible para el trabajo de los procesos de gravedad, torrenciales, periglaciares y eólicos (Martínez de Pisón y Quirantes, 1981; Martínez de Pisón *et al.*, 2009).

Lógicamente, el efecto de esta dinámica está condicionado por el nivel de antigüedad de los sustratos volcánicos. Pero aún más decisivo es el papel de los grandes desniveles topográficos, que oscilan entre 700 y 1700m de altura.

Esta es la razón de que este estudio se haya acotado al área central del parque, donde se encuentran los relieves más elevados, que han sufrido un desmantelamiento más enérgico que las dorsales volcánicas recientes del los bordes oriental y occidental del parque.

Las fuertes pendientes impulsan procesos de vertiente muy activos en el gran relieve meridional de la pared de Las Cañadas y en el espigón de los Roques de García. También en estos sectores se localiza la acción más evidente de las aguas corrientes, que movilizan los sedimentos acumulados en las laderas. Pero esta localización de los procesos torrenciales no es exclusiva y las fuertes pendientes de las faldas del estratovolcán Teide-Pico Viejo estimulan una escorrentía que se adapta a las formas volcánicas originales y cuya huella morfológica todavía es poco patente, a excepción del barranco de La Corbata, en la ladera sur del Teide. Las actividades periglacial y eólica se observan en algunas acumulaciones de *lapilli*, pero son dominantes en los llanos endorreicos del atrio, los sectores donde se reúnen los materiales más finos transportados por la escorrentía; en algunos de ellos, como el llano de Ucanca y las cañadas de La Mareta y La Grieta, las partículas se remobilizan además por la escorrentía procedente de los relieves de la pared y, en el caso de Ucanca, también de los Roques de García y de Los Azulejos (Arozena y Martín, en prensa) (Figura 1).

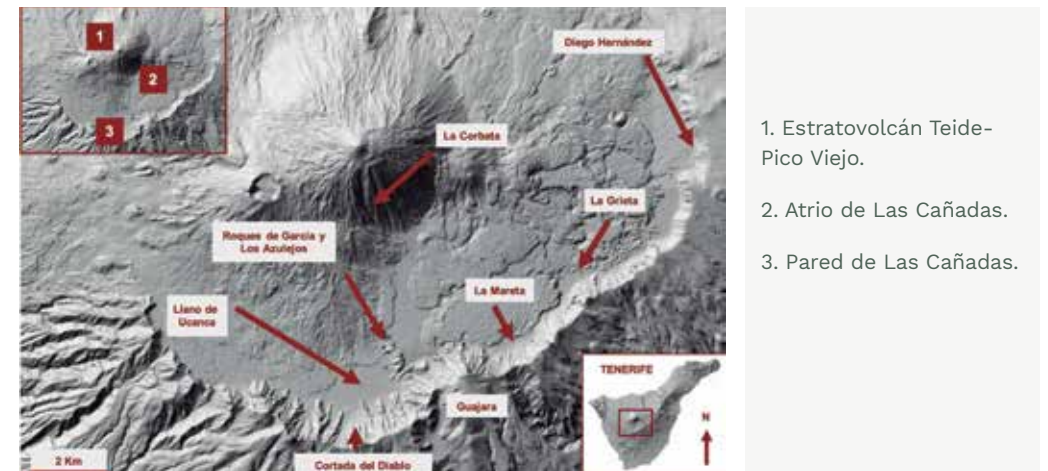


Figura 1. Principales elementos morfológicos del área central del PN del Teide y referencias geográficas del texto (base: modelo digital de sombras, GRAFCAN).

## 2. *Spartocytisus supranubius* y la dinámica morfogenética

El tipo de vegetación propio de este ambiente no ayuda a la firmeza del terreno. Es un matorral relativamente abierto, ausente en las paredes rocosas y en amplias superficies lávicas recientes y que se abre más, incluso desaparece, donde la dinámica morfogenética es muy activa. Gran parte de las especies que integran este matorral no expresan todavía una clara relación con el grado de estabilidad del sustrato y quizás su distribución esté más vinculada con otros factores ecológicos. Pero tres de las más abundantes (*Pteroccephalus lasiospermus*, *Adenocarpus viscosus* y *Spartocytisus supranubius*) indican ya la importancia del condicionante morfodinámico en su geografía (Arozena y Martín, 2020).

La retama está muy bien representada en la cumbre de Tenerife. De hecho, durante mucho tiempo se consideró que, junto al codeso (*Adenocarpus viscosus*), era la especie dominante. Con la declaración del parque nacional en 1954 y el término de los aprovechamientos

tradicionales se reactivó el proceso de recolonización vegetal de los terrenos volcánicos, con una tendencia a incrementar el equilibrio en la proporción de los taxones. A pesar de que la retama sigue siendo muy abundante y está muy extendida en la superficie del parque, hay estudios recientes que defienden una llamativa disminución de la población, debida a la sequía asociada al calentamiento global y al perjuicio que ocasionan los herbívoros en su reproducción y propagación (Martín Esquivel *et al.*, 2020 y 2021). Este trabajo no pretende valorar ni explicar este proceso evolutivo, sino conocer el tipo de vínculo que la retama ha ido estableciendo con la morfogénesis activa en el curso de la progresiva definición de los hábitats de las especies florísticas que ocurre en el parque nacional desde hace casi 70 años (Martínez de Pisón *et al.*, 2009). Ese vínculo se ha observado a través del reconocimiento de los tipos de movimiento del terreno, de los re-

cuentos florísticos en los lugares más inaccesibles y de los inventarios realizados en relación con esos desplazamientos de partículas, así como de los cambios espaciales de los procesos y la composición florística que se reflejan en los perfiles de vegetación. Estas observaciones han fundamentado el análisis de la singularidad de la retama frente a otras especies en su grado de tolerancia a la inestabilidad del sustrato.

### 2.1. La retama y la dinámica en el estratovolcán Teide-Pico Viejo

Aunque su recubrimiento no es regular, la especie con mejor representación en el estratovolcán es la retama, por lo que es la que más contribuye a su paisaje. Su distribución indica que el material suelto no es imprescindible para su emplazamiento. Por ello, puede formar un matorral relativamente cerrado en los afloramientos rocosos más antiguos y meteorizados de las laderas del volcán, creando marcadas discontinuidades respecto a las aún casi estériles coladas negras recientes del Teide (Fotografía 1). Pero al no ser una rupícola estricta, también aparece en la película de clastos que cubre parcialmente las laderas de más edad del estratovolcán. Donde esta fina capa es relativamente estable, forma un matorral prácticamente monoespecífico, al que se añade la magarza (*Argyranthemum tenerifae*) en el SE del Teide, contribuyendo a afianzar más el sustrato. Sin embargo, donde los clastos son de menor tamaño y se desplazan por gravedad con más facilidad, el matorral desaparece y solo pueden entrar pocas retamas dispersas desde los terrenos relativamente más estables (Fotografía 2).



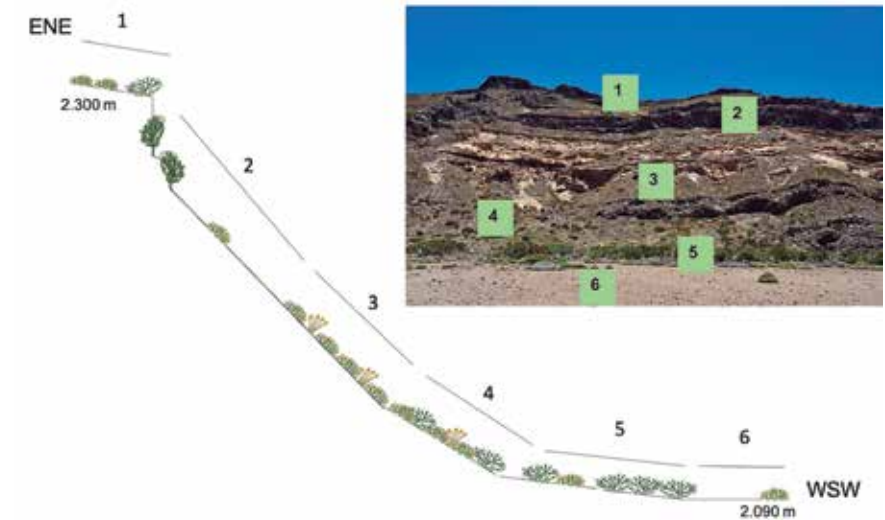
Fotografía 1. Retamar interrumpido por formas lávicas recientes.



Fotografía 2. Islas de retamar en las laderas inestables del norte del Teide.

(Fotografías 1 y 2: M. E. Arozena).

En las laderas bajas del sur de Pico Viejo las formas lávicas son aprovechadas por la escorrentía para canalizarse y acumular los materiales sueltos de los sectores superiores. Estos depósitos están afectados por una torrencialidad poco intensa pero frecuente y en ellos hay un matorral cerrado en el que la retama está ausente; su presencia se limita a los espigones rocosos que definen los canales de lava (Arozena y Martín, 2020).



- 1. **Matorral 80 %.** *Pteroccephalus lasiospermus* 60 %, *Spartocytisus supranubius* 30 % y *Cheirolophus teydis* 10 %.
- 2. **Matorral 20 %.** *Juniperus cedrus* 60 % y *Pteroccephalus lasiospermus* 40 %.
- 3. **Matorral 90 %.** *Pteroccephalus lasiospermus* 50 %, *Cheirolophus teydis* 40 % y *Spartocytisus supranubius* 10 %.
- 4. **Matorral 95 %.** *Pteroccephalus lasiospermus* 40 %, *Spartocytisus supranubius* 30 %, *Cheirolophus teydis* 20 %, otros 10 %.
- 5. **Matorral 70 %.** *Spartocytisus supranubius* 80 %, *Pteroccephalus lasiospermus* 20 % y *Nepeta teydea* +.
- 6. **Matorral <5 %.** *Pteroccephalus lasiospermus* 100 %.

Figura 2. Organización del matorral y distribución de *Spartocytisus supranubius* en la pared de Diego Hernández (Fotografía V.M. Martín Febles).

### 2.2. La retama y la dinámica de la pared de Las Cañadas

Los cambios espaciales de la compleja estructura volcánica de la pared de Las Cañadas (Martínez de Pisón y Quirantes, 1981) provocan variaciones de la disposición de los materiales, de la pendiente y del grado de importancia de los diferentes procesos morfogenéticos que actúan en el talud de derrubios. De este a oeste, la pared gana en altura, en heterogeneidad estructural y en la incidencia de los procesos torrenciales.

El talud de derrubios situado sobre la cañada de Diego Hernández (Figura 1) es un ejemplo expresivo de lo que ocurre en el tramo oriental de Las Ca-

ñadas. Es el sector más joven y con menor desnivel de la pared (200 m). La estructura volcánica es muy homogénea en el plano horizontal y está organizada en una sucesión vertical de escarpes rocosos lávicos y laderas de brecha pumítica muy vulnerable. La topografía favorece la acumulación discontinua de derrubios en los sectores menos inclinados de las pumitas, aunque el depósito más potente y continuo se sitúa en el talud basal (Figura 2.4). En conjunto, dominan los cantos y gravas, que solo sufren procesos de vertiente y puntualmente al-



gundo torrencial, muy poco eficiente. En el contacto con el llano se concentran los clastos de mayor tamaño y se impone la estabilidad (Figura 2.5). El terreno más inestable es el del llano endorreico, donde las arenas y los limos experimentan movimientos verticales de origen periglacial (Figura 2.6). En general, la cubierta vegetal es discontinua y la combinación de especies varía de acuerdo con la firmeza del terreno, sugiriendo la necesidad de *Spartocytisus supranubius* de cierta estabilidad del sustrato. El tramo central de la pared de Las Cañadas tiene ya una altura superior y una mayor heterogeneidad estructural, con la existencia de grandes coladas fonolíticas sobre un sustrato más diverso (Martínez de Pisón y Quirantes, 1981). Sobre esta disposición de los materiales volcánicos, el desmantelamiento ha destacado grandes escarpes culminantes y bajo ellos ha definido cuencas de drenaje de variada superficie y profundidad. La Montaña Guajara es el punto más alto de la pared (2715 m) y tiene un desnivel de 500 m.

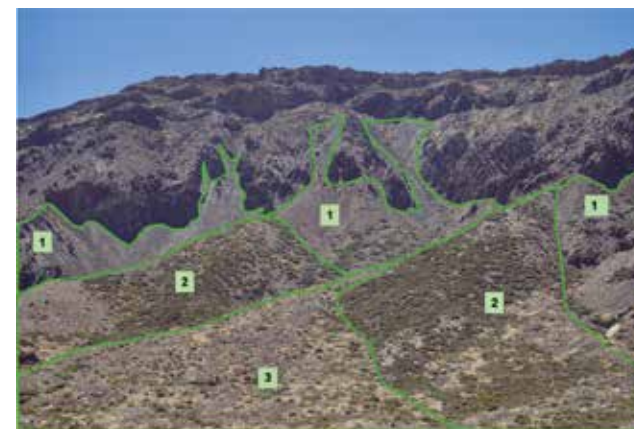
En su ladera NE, sobre la cañada de La Mareta (Figura 1), ya se observa el

efecto morfológico de las aguas corrientes, que, a través de cuencas de poca superficie de drenaje, movilizan el material gelifractado caído de los escarpes superiores, pero no son capaces de desalojarlo y queda acumulado en los cauces y en los conos de deyección (Figura 3.3). Por otro lado, los interfluvios poco marcados no parecen estar siendo alimentados de gelifractos en la actualidad, pero su superficie muestra, sobre todo hacia su parte inferior, una acumulación de pequeños bloques y grandes cantos, escasamente recubierta de matorral y con limitados desplazamientos de vertiente (Figuras 3.1 y 3.2). La coexistencia de las dos modalidades de dinámica morfogénica y de tipos de sustrato hace más precisa la adaptación de las distintas especies. La poca presencia de plantas en los interfluvios no parece deberse tanto a la inestabilidad del terreno como a la inexistencia de fracción fina en superficie y en esta situación *Spartocytisus supranubius* es la especie con más protagonismo. Por otro lado, en los cauces torrenciales, en los lugares donde abundan bloques difíciles de movilizar, la retama vive mejor que en los conos de deyección, donde el dominio de cantos y



- 1. **Matorral 20 %.** *Spartocytisus supranubius* 90 % y *Descurainia bourgaeana* 10 %.
- 2. **Matorral 60 %.** *Spartocytisus supranubius* 60 % y *Descurainia bourgaeana* 40 %.
- 3. **Cauces:** matorral 60 %. *Descurainia bourgaeana* 70 % y *Spartocytisus supranubius* 30 %. Conos de deyección: matorral 80 %. *Descurainia bourgaeana* 50 %, *Pterocephalus lasiospermus* 40 %, *Spartocytisus supranubius* 10 %, *Cheirolophus teydis* + y *Echium wildpretii* +.

Figura 3. Adaptación de *Spartocytisus supranubius* a la morfogénesis activa en la ladera norte de Montaña Guajara (Fotografía V. M. Martín Febles).



- 1. **Matorral <5 %.** *Spartocytisus supranubius* 95 % y *Descurainia bourgaeana* 5 %.
- 2. **Matorral 90 %.** *Spartocytisus supranubius* 90 %, *Descurainia bourgaeana* 5 %, *Pterocephalus lasiospermus* 5 % y *Cheiranthus scoparius* <5 %.
- 3. **Matorral 40 %.** *Spartocytisus supranubius* 40 %, *Descurainia bourgaeana* 40 % y *Pterocephalus lasiospermus* 20 %.

Figura 4. Variación en la proporción de la retama con los tipos de procesos activos en la cortada del Diablo. (Fotografía V. M. Martín Febles).

gravas facilita el movimiento del sustrato y, por otra parte, favorece la competencia de otros taxones.

Al oeste de Guajara, sobre el llano de Ucanca, las coladas domáticas superiores tienen menos espesor y han propiciado el retroceso de la pared que, en conjunto, es menos pendiente y ya está mejor organizada en sucesivas cuencas de drenaje. Los procesos de vertiente se concentran en el sector inmediatamente inferior al escarpe y en la mayor parte del talud ya domina claramente la actividad torrencial. Junto a la cortada del Diablo (Figura 1) se imbrican tres situaciones dinámicas diferentes que se traducen en una variada importancia relativa de la retama. Al pie de las paredes culminantes, y con una pendiente entre 75 y 85°, la inestabilidad del terreno es casi total, con pedreras móviles y muy bien alimentadas desde las canales que muerden el escarpe (Figura 4.1); aquí el matorral es casi inexistente y *Spartocytisus supranubius* es la especie que tiene una mayor aptitud para introducirse, incluso para fijar el terreno, favoreciendo la incorporación de *Descu-*

*rainia bourgaeana*, protegida entre las retamas. A partir de una disminución de la pendiente (40-45°) estas formas dan paso a antiguos conos de derrubios estabilizados, ocupados por un retamar bastante cerrado (Figura 4.2). Estas formas están cortadas por amplios conos de deyección muy activos, con numerosos flujos de piedra, donde el matorral se abre y la retama tiene menos importancia relativa (Figura 4.3).

### 2.3. La retama y la dinámica en los llanos endorreicos del atrio de Las Cañadas

El atrio de Las Cañadas es el espacio llano comprendido entre el estrato volcán y la pared (Figura 1). Está ocupado por los derrames lávicos del primero y los llanos endorreicos que se sitúan al pie de la pared. Por la topografía y por los materiales que los componen, la morfogénesis se concentra de manera especial en las áreas sin drenaje. Estos llanos endorreicos, o cañadas, reúnen los sedimentos de grano más fino, que, junto a la poca pendiente, provocan que los movimientos verticales del

sustrato de origen periglaciario sean muy activos; esto hace que la abundancia de plantas en estas situaciones esté muy cuestionada. Por lo que respecta a *Spartocytisus supranubius*, esta dinámica morfogénica particular tiene una repercusión notoria en su distribución, pues en casi todas estas formas la retama restringe absolutamente su presencia a los bordes de los llanos, junto a los límites de las coladas lávicas.

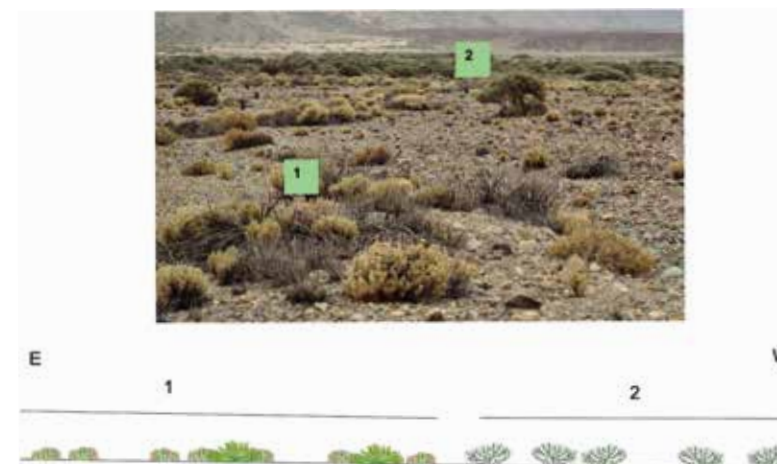
El llano de Ucanca es el de mayores dimensiones de todo el parque y está rodeado por los grandes relieves del estratovolcán Teide-Pico Viejo por el norte, del conjunto de los Roques de García y Los Azulejos por el este y de la pared de Las Cañadas por el sur (Figura 1). Esta posición topográfica explica que, a diferencia de las demás cañadas, su dinámica esté más relacionada con la acción de las aguas corrientes que con otras modalidades de actividad morfogénica; por tanto, tiene una dinámica de paisaje muy particular. En la actualidad, la escorrentía de mayor incidencia procede del sector oriental, donde se localizan los desniveles más inmediatos. Las aguas discurren hacia el oeste, organizadas en una serie de cauces principales más o menos paralelos, relacionados entre sí por canales anastomosados poco activos. En concreto, el borde sureste del llano concentra la escorrentía más eficaz, a través de los barrancos que descienden de Los Azulejos y de la ladera noroccidental de Guajara (Figura 1). Bajo condiciones de mayor capacidad de arrastre de material que las actuales, en el contacto con el área endorreica se formaron amplios conos de deyección integrados por clastos de variadas dimensiones y

fracción fina. Estos abanicos son hoy bastante estables respecto a la acumulación, tienen el máximo recubrimiento vegetal de Ucanca, y una funcionalidad que se limita a la torrencialidad esporádica de algunos canales muy activos, que los muerden y evacúan al llano el material de menor volumen. La poca influencia general de la deposición torrencial no oculta diferencias internas entre el sector distal de los abanicos, a donde prácticamente ya no llega material (Figura 5.2), y el sector anterior, que experimenta aportes esporádicos (Figura 5.1). Esta variación apenas se refleja en el grado de recubrimiento del matorral, pero sí se manifiesta en su composición florística, con una llamativa concentración de *Spartocytisus supranubius* en el área más estable. Un protagonismo similar de esta especie solo se repite en Ucanca en el área central del llano, donde un afloramiento lávico constituye una isla de estabilidad en la que, además, quedan atrapadas las semillas transportadas por el viento que barre el llano, favoreciendo la instalación de las plantas (Fotografía 3).



Fotografía 3. Retamas concentradas en el afloramiento rocoso del llano de Ucanca.

(Fotografías V. M. Martín Febles).



**1. Matorral: 50 %.** *Pteroccephalus lasiospermus* 60 %; *Adenocarpus viscosus* 30 %, *Spartocytisus supranubius* 5 %, *Pimpinella cumbrae* 5 % y *Echium wildpretii* +.

**2. Matorral: 60 %.** *Spartocytisus supranubius* 90 %, *Adenocarpus viscosus* 5 % y *Pteroccephalus lasiospermus* 5 %.

Figura 5. Distribución de los tipos de vegetación en el principal abanico torrencial del SE del llano de Ucanca.

### 3. Reflexiones finales

El indiscutible vínculo que existe entre la dinámica superficial del terreno y la geografía de la vegetación justifica el interés de su observación en determinados ambientes, a pesar de que la morfogénesis no sea un factor ecológico al que se haya dedicado tradicionalmente mucha atención. La aproximación a su conocimiento ayuda a entender cómo funciona el sistema natural y la dinámica del paisaje, además de aportar información sobre la ecología de las especies. El clima de alta montaña y la topografía del PN. del Teide fomentan esta interacción y la específica distribución de la retama respecto a los procesos desestabilizadores del sustrato la convierten en un indicativo de primer orden de la dinámica natural del alto Tenerife.

*Spartocytisus supranubius* no soporta los movimientos verticales provocados por la alternancia hielo-des-

hielo de los llanos endorreicos. No aguanta bien los arrastres torrenciales, por lo que solo tiene cierto protagonismo en las concentraciones de bloques difícilmente removibles de algunos cauces y abanicos torrenciales del talud la pared, o en el frente poco activo del cono de deyección del este de Ucanca. Su relación con los desplazamientos de vertiente es algo más compleja, pues no tolera los movimientos muy activos de clastos de pequeño volumen que se dan en las laderas, con diferente grado de inclinación, del estratovolcán Teide-Pico Viejo y del sector oriental de la pared de Las Cañadas; sin embargo, es la única especie que entra en las pedreras inclinadas de bloques y grandes cantos que caracterizan los taludes superiores de los tramos centrales de la pared.



Por lo tanto, la retama necesita un sustrato firme. Pero esta conclusión parece contradecirse con su carácter pionero en taludes con fuertes pendientes y ausencia de matorral, aparentemente inestables. En esas situaciones, la firmeza necesaria se la proporcionan los grandes bloques que apenas se desplazan por gravedad, al estar encajados y apoyados unos en otros, entre los que

se cuelan los pequeños cantos, gravas y arenas. Ante estas características de algunos coluviones, *Spartocytisus supranubius* sugiere su indiferencia a la presencia de finos superficiales, a diferencia de la mayor parte de las otras plantas, por lo que se muestra en ellos como la más competitiva de las especies del matorral del Parque Nacional del Teide.

## Agradecimientos

Oficina Técnica del Parque Nacional del Teide, por su apoyo institucional y logístico.

## 5. Referencias

AROZENA CONCEPCIÓN, M. E. Y MARTÍN FEBLES, V. M. (en prensa): La dinámica del paisaje vegetal en el Llano de Ucanca. Parque Nacional del Teide (Tenerife. Islas Canarias), en Paül, V., Arozena, M. E., García-Abad, J. J., Pintó, J. y Tort, J. (Eds.): *Geografía, paisatge i vegetació. Estudis en homenatge a Josep Maria Panareda*. Santiago de Compostela. Grupo ANTE. USC.

AROZENA, M. E. Y 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)», en Carracedo, V., García-Codrón, J. C., Garmendia, C. y Rivas, V. (Eds.): *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander. AGE, pp: 439-448.

MARTÍN ESQUIVEL, J. L., MARRERO-GÓMEZ, M. V. y GONZÁLEZ MANCEBO, J. M. (2021): «Efectos del cambio climático en la vegetación de la alta montaña de Tenerife». *Ecosistemas*, 30(1), 2189. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2189>.

MARTÍN-ESQUIVEL, J. L., MARRERO-GÓMEZ, M., CUBAS, J., GONZÁLEZ MANCEBO, J. M., OLANO, J. M. y DEL ARCO M. (2020): «Climate warming and introduced herbivores disrupt alpine plant community of an oceanic island (Tenerife, Canary Islands)». *Plant Ecology*, 221, 11, 17-1131. <https://doi.org/10.1007/s11258-020-01066-5>

MARTÍNEZ DE PISÓN, E. y QUIRANTES, F. (1981): *El Teide. Estudio geográfico*. Santa Cruz de Tenerife. Editorial Interinsular Canaria.

MARTÍNEZ DE PISÓN, E., AROZENA, M. E., BELTRÁN, E. y ROMERO, C. (2009): *Los paisajes del Parque Nacional del Teide*. Madrid. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Naturaleza y Parques Nacionales. Serie técnica.

## ANÁLISIS DEL IMPACTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA DISTRIBUCIÓN DEL ÁGUILA IMPERIAL IBÉRICA (*AQUILA ADALBERTI*) MEDIANTE LA ELABORACIÓN DE MODELOS BIOGEOGRÁFICOS

Melanie Buisán<sup>1</sup>, Juan Jesús Bellido<sup>2</sup>, Lucrecia Souvirón-Priego<sup>2</sup> y Miguel Ángel Farfán<sup>1\*</sup>

### Resumen

El águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) es una especie endémica de la península ibérica que está incluida en la categoría «en peligro de extinción» según el Catálogo Español de Especies Amenazadas. En el presente trabajo se emplea la regresión logística por pasos sobre un grupo de variables climáticas, topográficas, espaciales y humanas para modelar la distribución del águila imperial ibérica en cuadrículas UTM de 10x10 km de la España peninsular. El modelo actual se ha proyectado a 50 y 70 años utilizando tres modelos de circulación diferentes (GFDL-CM3, CNRM-CM5 y MPI-ESM-LR) y tres escenarios distintos en cada caso (RCP 2.6, 4.5 y 8.5) conforme a lo recogido en el informe más reciente del Panel Intergubernamental en Cambio Climático (IPCC). Aplicando la función de favorabilidad se han identificado las áreas favorables y desfavorables para la especie en España, tanto en el presente como en el futuro. Los resultados señalan que el cambio climático puede representar una de las principales amenazas para la especie pues los modelos proyectados reflejan una reducción considerable de las áreas actualmente favorables para el águila imperial ibérica en la España peninsular.

**Palabras clave** conservación, favorabilidad, gestión, modelación, rapaces, regresión logística

**Abstract** «Analysis of the impact of climate change on species included in the IUCN red list using species distribution models»

The Iberian imperial eagle (*Aquila adalberti*) is an endemic species of the Iberian Peninsula that is included in the category «Endangered» according to the Spanish Catalogue of Threatened Species. In the present work, logistic regression by steps is used on a group of climatic, topographical, spatial and human variables to model the distribution of the Iberian imperial eagle in UTM grids of 10x10 km of peninsular Spain. The current model has been projected to 50 and 70 years using three different circulation models (GFDL-CM3, CNRM-CM5 and MPI-ESM-LR) and three different scenarios in each case (RCP 2.6, 4.5 and 8.5) as reflected in the most recent report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Applying the favorability function, the favorable and unfavorable areas for the species in Spain have been identified, both in the present and in the future. The results show that climate change may represent one of the main threats to the species as projected models show a considerable reduction in the areas currently favorable for the Iberian imperial eagle in mainland Spain.

**Keywords** conservation, distribution modelling, favourability, logistic regression, management, raptors

<sup>1</sup>Departamento de Biología Animal, Facultad de Ciencias, Universidad de Málaga, Campus de Teatinos, 29071 Málaga. <sup>2</sup>Oficina Técnica del Comité Español de la UICN. Calle Pacífico, 80, 29004 Málaga \*mafarfan@uma.es

## 1. Introducción

Actualmente, existen numerosas publicaciones científicas que han constatado que el clima en la Tierra no se ha mantenido constante a lo largo de su historia (Baillie, 1999; Kutterolf *et al.*, 2008; Larsen *et al.*, 2008) y que los cambios han tenido su origen en causas naturales como los cambios en los parámetros orbitales, variaciones en la radiación solar, periodos intensos de vulcanismo o la deriva continental, entre otras (Uriarte, 2010).

Desde finales del siglo XX hay evidencias de una importante crisis de biodiversidad debida, en parte, a las consecuencias del cambio climático (Russo y Kohlmann, 2013), el cual está siendo impulsado a un ritmo vertiginoso por actividades antropogénicas (González *et al.*, 2003; Fonticiella, 2010). El cambio climático está afectando de forma significativa a la distribución de los organismos (Thomas *et al.*, 2004). Para valorar el impacto que supondrán las consecuencias del cambio climático en las especies se ha hecho uso de la biogeografía. Esta disciplina tiene como principal objetivo la descripción y la explicación de patrones espaciales de la diversidad biológica, y de cómo estos cambian en el tiempo

(Lomolino *et al.*, 2006). Una aproximación geográfica con gran proyección para evaluar los efectos del cambio climático sobre la distribución de las especies es la modelación espacial de la distribución, que permite relacionar la distribución geográfica de una especie con distintos factores (históricos, ambientales y antropogénicos). Este tipo de modelos ha sido aplicado para evaluar el impacto de la actividad humana sobre especies amenazadas (Farfán *et al.*, 2019) o determinar las vías de expansión de especies invasoras (Muñoz y Real, 2006), entre otros usos. Por todo ello, la elaboración de modelos de distribución robustos y generalizables se considera una de las tareas importantes para la biología de la conservación (Guisan y Zimmermann, 2000).

Es precisamente en este contexto en el que se enmarca el presente estudio que tiene como objetivo determinar el papel que tiene el clima sobre la distribución del águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) y disponer así de una herramienta más aplicable a su gestión y conservación.

Mediterráneo al sur y al este y el mar Cantábrico al norte. Se trata de un área biogeográficamente relevante tanto por su enclave geográfico entre dos mares y entre dos continentes (Europa y África) y por la relevancia que esto conlleva en

términos de biodiversidad. Cabe añadir que el 54 % de las especies que habitan en toda Europa se encuentran en España. También hay que mencionar que el 14 % de las especies presentes en España peninsular se encuentran amenazadas (MITECO, 2020).

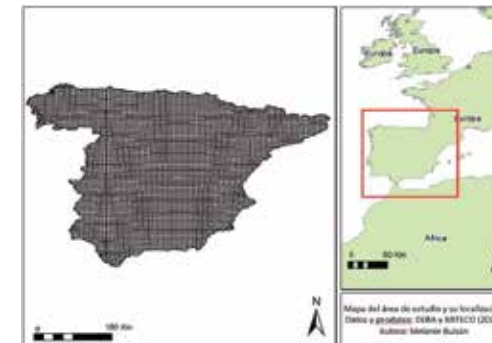


Figura 1. Área de estudio representada en cuadrículas UTM de 10x10 km. Fuente: DERA (2021) y MITECO (2021). Elaboración propia.

## 2.2. Especie objeto de estudio

El águila imperial ibérica es una especie endémica de la península ibérica catalogada como «vulnerable» según la Lista Roja de la UICN a escala europea. Ocupa hábitats diversos, que abarcan desde pinares montanos hasta dunas y marismas. Aun así, su mayor densidad se da en los territorios con topografía suave o llana. Se alimenta de la captura de conejos, reptiles y otras aves. Sitúa su nido en árboles fuertes como los alcornoques, pinos o eucaliptos a una altura entre los 10–25 metros aproximadamente. Las puestas de huevos se dan entre febrero y marzo (SEOBirdlife, 2008; González, 2016). Desde 1989 sus poblaciones muestran una tendencia creciente rondando un aumento del 5 % interanual aproximadamente (Ferrer, 2005).

En la Figura 2 se muestra la distribución de la especie en cuadrículas de 10 x 10km durante la época reproductora (SEOBirdlife, 2021):

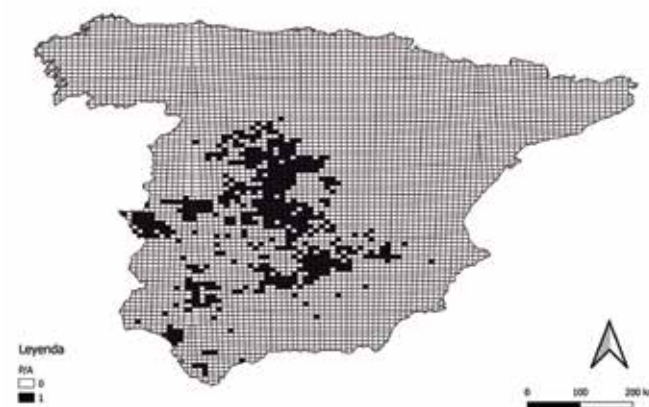


Figura 2. Mapa de presencias (en la leyenda representado con 1, en color negro) y ausencias (en la leyenda representado con 0, en color transparente) del águila imperial ibérica que hacen referencia a la población reproductora representadas en cuadrículas de 10x10 km. Elaboración propia.

Fuente: SEOBirdLife, 2021.

### 3. Análisis

#### 3.1. Selección de variables

Para la elaboración de los modelos se han tenido en cuenta dos tipos de variables:

- **Variable diana:** viene determinada por la presencia y ausencia del águila imperial ibérica en las cuadrículas de 10x10 km del área de estudio (Figura 2).
- **Variables descriptoras:** se han utilizado 29 variables distintas agrupadas en 4 factores (Tabla 1).

Factor	Variable y abreviatura	
<b>Espacio</b>	La (Latitud (N°))	Lo (Longitud (E°))
<b>Topografía</b>	Alti (Altitud (m)), Ow (Orientación oeste (°))	
<b>Clima</b>	(Bio1) Tan (Temperatura media anual (°C)) (Bio4) Tsea (Temperatura estacional (σ)) (Bio12) Prec (Precipitación anual (mm/año)) (Bio2) Mdr (Promedio del rango diario) (Bio7) Tar (Rango anual de temperatura (°C)) (Bio9) Mtdq (Temperatura media en el cuatrimestre más seco (°C)) (Bio11) Mtcq (Temperatura media en el cuatrimestre más frío (°C)) (Bio15) Psea (Precipitación estacional (σ)) (Bio17) Pdryq (Precipitación en el cuatrimestre más seco (mm/mes)) (Bio19) Pcolq (Precipitación en el cuatrimestre más frío (mm/mes))	(Bio3) Iso (Isotermia) (Bio5) Mxt (Temperatura máxima en el mes más cálido (°C)) (Bio14) Pdrym (Precipitación en el mes más seco (mm/mes)) (Bio6) Mitcm (Temperatura mínima en el mes más frío (°C)) (Bio8) Mtwq (Temperatura media en el cuatrimestre más húmedo (°C)) (Bio10) Mtwaq (Temperatura media en el cuatrimestre más cálido (°C)) (Bio13) Pwetm (Precipitación en el mes más húmedo (mm/mes)) (Bio16) Pwetq (Precipitación en el cuatrimestre más húmedo (mm/mes)) (Bio18) Pwarq (Precipitación en el cuatrimestre más cálido (mm/mes))
<b>Influencia humana</b>	u100 (Distancia al centro urbano más cercano con > 100000 habitantes (km))	u500 (Distancia al centro urbano más cercano con > 500000 habitantes (km)) Daut (Distancia a la autovía más cercana (km)) Pobl (Densidad poblacional (n° habitantes/km²))

Tabla 1. Variables seleccionadas para la modelación de la distribución de las especies en el área de estudio.

#### 3.2. Construcción de los modelos

Se controló la multicolinealidad entre las variables descriptoras mediante el cálculo del coeficiente (r) de correlación de Spearman. Se seleccionaron aquellas variables más significativas en el paso 0 de la regresión logística, que mostraban una correlación del mismo factor con un valor r > 0,8. Tras el con-

trol de multicolinealidad se eligieron 6 variables climáticas de las 19 iniciales. Para el análisis de la variable diana con cada variable independiente se realizaron regresiones logísticas.

Después, para controlar el error de tipo I, se utilizó la tasa de Descubrimiento Falso o de test de FDR Benja-

mini-Hochberg (Benjamini y Hochberg, 1995). Se seleccionaron las variables que cumplieran p < 0,05.

Se realizaron regresiones logísticas multivariantes y para el cálculo de la favorabilidad actual se utilizó la siguiente ecuación (Real et al., 2006; Acevedo y Real, 2012):

$$F = \frac{((P/(1-P))/(n_1/n_0) + (P/1-P))}{1.1}$$

donde «F» es el grado de favorabilidad ambiental para el águila imperial ibérica en cada cuadrícula, «P» es la probabilidad, y «n<sub>1</sub>» y «n<sub>0</sub>» son el número de presencias y ausencias, respectivamente.

#### 3.3. Evaluación de los modelos

Para la evaluación de los modelos se utilizó el área bajo la curva (AUC), un índice que aporta información sobre la capacidad de discriminación del modelo (Lobo et al., 2008). Se tuvieron en cuenta los índices clasificatorios de sensibilidad, especificidad, TCC, Kappa y el discriminatorio de AUC (Fielding y Bell, 1997).

#### 3.4. Partición de la variación

Se aplicaron procedimientos de partición de variación al final del modelo actual (Borcard et al., 1992; Legendre, 1993) utilizando dos factores: climático y no climático. Con ello, se pretendía mejorar el poder explicativo y la fiabilidad e interpretación de las regresiones múltiples en presencia de multicolinealidad (Graham, 2003).

#### 3.5. Construcción de los escenarios de cambio climático

A partir del modelo actual de favorabilidad, se realizaron las proyecciones a 50 y 70 años, según los diferentes escenarios de modelos de circulación (GFDL-CM3, CNRM-CM5 y MPI-ESM-LR) y escenarios de emisiones posibles de concentraciones esperadas de CO<sub>2</sub> en la atmósfera (RCP 2.6, 4.5 y 8.5) (Real et al., 2006). Los modelos extrapolados al futuro se realizaron con la siguiente ecuación:

$$F = e^{y/[(n_1/n_0) + e^y]} \text{ (ecuación 1.2)}$$

donde «y» es la función logit dada por la regresión logística por pasos, «n<sub>1</sub>» y «n<sub>0</sub>» son el número de presencias y ausencias y «e» es la base de los logaritmos neperianos.

Para determinar la variación de la favorabilidad de las proyecciones al futuro en relación con la favorabilidad del modelo actual se utilizó el Incremento de la favorabilidad (I), una operación de lógica difusa (Kuncheva, 2001), a partir de la ecuación:

$$I = \frac{c(F_p) - c(F_a)}{c(F_a)} \text{ (ecuación 1.3)}$$

donde «c(F<sub>p</sub>)» es el sumatorio de la favorabilidad de todas las cuadrículas para el águila imperial ibérica en un escenario climático futuro, y F<sub>p</sub> es el sumatorio de la favorabilidad de todas las cuadrículas del modelo actual para la especie. De esta forma se puede conocer si el águila imperial ibérica incrementará o disminuirá su favorabilidad en el futuro (Real et al., 2010).

## 4. Resultados

### 4.1. Modelos de favorabilidad actual

En la Figura 3 se muestran los mapas de favorabilidad del modelo actual utilizando 10 y 3 clases de favorabilidad, respectivamente.

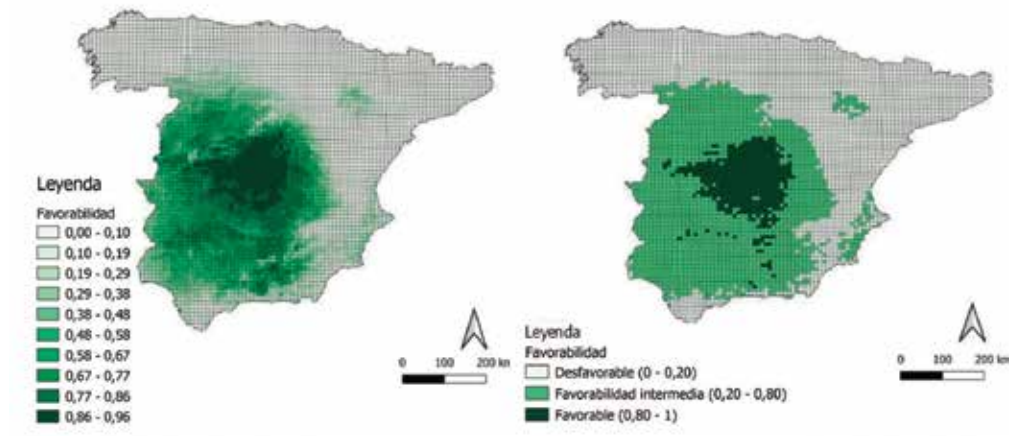


Figura 3. Modelo cartográfico de la favorabilidad actual para el águila imperial ibérica. Izquierda: 10 clases de favorabilidad. Derecha: 3 clases de favorabilidad. Elaboración propia.

Se aprecia como las zonas favorables se encuentran principalmente en el sector centro-oeste de la España peninsular, coincidiendo con las principales zonas de presencia de la especie (Figura 2). Las zonas con una favorabilidad intermedia se encuentran circundantes al principal núcleo de presencia de la población reproductora de esta especie. Además de estas zonas, también se observan dos núcleos aislados que muestran una favorabilidad intermedia localizados en el noreste de la Península y sureste del área de estudio.

El modelo presenta una capacidad de discriminación elevada (AUC = 0,87). La sensibilidad, la especificidad y la tasa de clasificación también con altos valo-

res de 0,87, 0,72 y 0,74, respectivamente. Por último, el valor de Kappa es de 0,29 (Tabla 2):

Especie	Sensibilidad	Especificidad
Águila imperial ibérica	0,870	0,722

Especie	TCC	Kappa	AUC
Águila imperial ibérica	0,737	0,292	0,874

Tabla 2. Datos sobre la evaluación del modelo actual del águila imperial ibérica.

El modelo obtenido pone de manifiesto que el factor climático explica por sí solo un porcentaje elevado (43,8 %) de la variación de la favorabilidad obser-

vada en el modelo actual del águila imperial ibérica. Por el contrario, el factor no climático explica considerablemente menos (8,4 %). La intersección entre ambos factores es alta y positiva (47,8 %), lo que implica que, en general, las condiciones climáticas favorables para el águila imperial ibérica tienden a coincidir con las condiciones no climáticas también favorables.

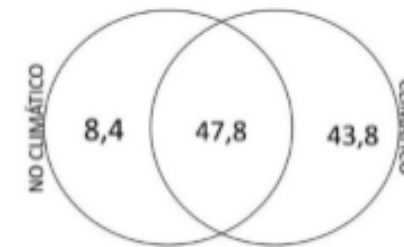


Figura 4. Partición de la variación de los factores climático y no climático para el águila imperial ibérica. Elaboración propia.

Los resultados de la partición de la variación se muestran en la Figura 4.

### 4.2. Escenarios de cambio climático

Las proyecciones del modelo a 50 años aparecen recogidas en la Figura 5. En la Tabla 3 se muestran los porcentajes de variación del cardinal de favorabilidad actual y la proyección a 50 años. En líneas generales las proyecciones a 50 años, independientemente del modelo de circulación y del escenario considerado, muestran un descenso significativo de las zonas favorables para la especie en el área de estudio, encontrándose con valores por encima del 93 % de pérdida comparados con el modelo actual. Los resultados de las proyecciones a 70 años para esta especie (Figura 5b, Tabla 3) muestran en todos sus escenarios valores de disminución de la favorabilidad mayores al 92 %.

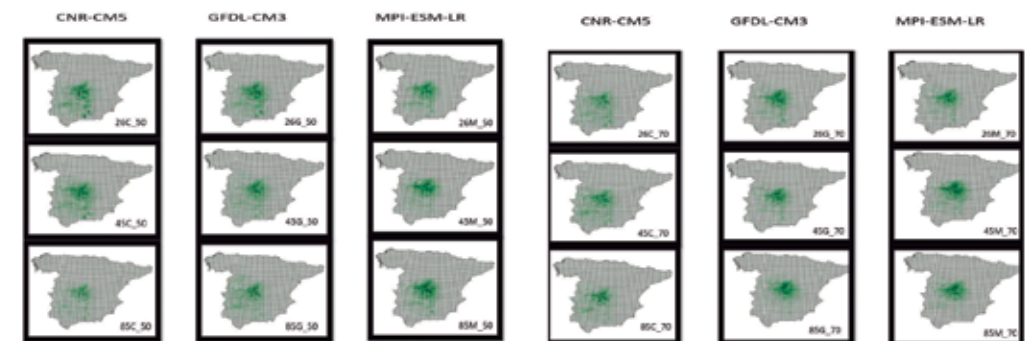


Figura 5. Mapas de favorabilidad para el águila imperial ibérica para cada uno de los modelos de circulación y escenarios considerados proyectados a 50 años (Figura 5a) y a 70 años (Figura 5b): CNRMCM5rcp26, CNRMCM5rcp45, CNRMCM5rcp85, GFDLCM3rcp26, GFDLCM3rcp45, GFDLCM3rcp85, MPIESMLRrcp26, MPIESMLRrcp45, MPIESMLRrcp85. Las letras C, G y M representan los modelos de circulación CNR-CM5, GFDL-CM3 y MPI-ESM-LR, respectivamente. Elaboración propia.



25C_50	45C_50	85C_50	26G_50	85G_50	26M_50	45M_50	85M_50
-97,8	-97,7	-99,0	-95,2	-98,0	-98,1	-95,1	-93,3

26C_70	45C_70	85C_70	26G_70	45G_70	26M_70	45M_70	85M_70
-98,3	-97,9	-98,5	-94,9	-92,9	-97,8	-93,1	-92,7

Tabla 3. Porcentajes de variación del cardinal de la favorabilidad en el presente y en las proyecciones a 50 y 70 años para el águila imperial ibérica.

## 5. Conclusiones

- El factor climático tiene gran importancia en el modelo del águila imperial ibérica, pues explica el 43,8 % de la variación de la favorabilidad observada. En consecuencia, el cambio climático tendrá un impacto importante sobre la distribución de la especie.
- El modelo actual de favorabilidad del águila imperial ibérica muestra zonas favorables en el área con una mayor presencia de esta especie. Esta se concentra en la zona central de la península ibérica y sus áreas circundantes.
- En las proyecciones a 50 y a 70 años, independientemente del modelo de circulación y de los escenarios, hay una pérdida de zonas favorables en relación al modelo actual, superando en ambos casos el 92,0 %.
- En ambas proyecciones la mayor pérdida de favorabilidad ocurre en las zonas circundantes al principal núcleo de favorabilidad, en el centro-oeste de la Península. A su vez, en ambas proyecciones se aprecia cómo el principal núcleo de zonas favorables sufre una disminución considerable, sobre todo, en el escenario CNR-MCM5rcp85 en la proyección a 70 años.

## 5. Bibliografía

- ACEVEDO, P y REAL, R. (2012). FAVOURABILITY: Concept, distinctive characteristics & potential usefulness, *Naturwissenschaften*, vol. 99, no. 7, pp. 515–522.
- BAILLIE, M. (1999). EXODUS TO ARTHUR: *catastrophic encounters with comets* (Desde el Éxodo hasta el rey Arturo: encuentros catastróficos con cometas). Londres: B.T. Batsford.
- BENJAMINI, Y. y HOCJBERG, Y. (1995). *Controlling the False Discovery Rate: A Practical & Powerful Approach to Multiple Testing*, *J. R. Stat. Soc. Ser. B*, vol. 57, no. 1, pp. 289–300.
- BORCARD, D., LEGENDRE, P. y DRAPEAU, P. (1992). *Partialling out the spatial component of ecological variation*. *Ecology* 73, 1045–1055.

*Datos espaciales de referencia de Andalucía* (2020). <https://www.juntadeandalucia.es/institutodeestadisticaycartografia/DERA/>

FARFÁN, M. A., ALIAGA-SAMANEZ, A., OLIVERO, J., WILLIAMS, D., DUPAIN, J., GUIAN, Z. y FA, J. (2019). *Spatial modelling for predicting potential wildlife distributions & human impacts in the Dja Forest Reserve, Cameroon*. *Biological Conservation*, 230: 104–112.

FERRER, M. (2005). *El águila imperial ibérica*. *Ecosistemas*. Vol. 14, n. 3 (sept.-dic. 2005). ISSN 1697-2473, pp. 116–122.

FIELDING, A.H. y BELL, J. F. (1997). *A Review of Methods for the Assessment of Prediction Errors in Conservation Presence/Absence Models*. *Environmental Conservation*, pp. 24, 38–49. <http://dx.doi.org/10.1017/S0376892997000088>

FONTICIELLA, D.W. (2010). *Cambio climático y su Influencia en la Biodiversidad*. *REDVET. Revista Electrónica de Veterinaria*, 11(3B),1-9]. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=63613140074>

GONZÁLEZ, M., JURADO, E., GONZÁLEZ, S., AGUIRRE, O., JIMÉNEZ, J. y NÁVAR, J. (2003). *Cambio climático mundial: origen y consecuencias*. *Ciencia UANL*, 6 (3). ISSN 1405-9177.

GONZÁLEZ, L.M. (2016). Águila imperial ibérica – *Aquila adalberti*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. SALVADOR, A., MORALES, M. B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>

GRAHAM, M.H. (2003). *Confronting multicollinearity in ecological multiple regression*. *Ecology* 84, 2809–2815.

GUISAN, A., y ZIMMERMANN, N. E. (2000). *Predictive habitat distribution models in ecology*. *Ecological Modelling*, 135:147–186.

KUNCHEVA, L. (2001). *Using measures of similarity & inclusion for multiple classifier fusion by decision templates*, *Fuzzy Sets Syst.*, vol. 122, pp. 401–407.

KUTTEROLF, S., A. FREUNDT, y W. PERÉZ (2008). *Pacific offshore record of plinian arc volcanism in Central America: 2. Tephra volumes and erupted masses*. *Geochemistry Geophysics Geosystems*. 9, Q02S02

LARSEN, L. B., VINTHER, B. M., BRIFFA, K. R., MELVIN, T. M., CLAUSEN, H. B., JONES, P. D., SIGGAARD-ANDERSEN, M. L. y HAMMER, C. U. (2008). *New ice core evidence for a volcanic cause of the A.D. 536 dust veil*. *Geophys. Res. Lett.*, 35: L04708.

LEGENDRE, P. (1993). *Spatial Autocorrelation: Trouble or New Paradigm*, *Ecology*, vol. 74, no. 6, pp. 1659–1673.

LOBO, J.M., JIMÉNEZ-VALVERDE, A. y REAL, R. (2008). *AUC: A misleading measure of the performance of predictive distribution models*, *Glob. Ecol. Biogeogr.*, vol. 17, no. 2, pp. 145–151.

LOMOLINO, M., RIDDLE, B. y BROWN, J. (2006). *Biogeography*, 3ª edición. Sinauer Assoc., Sunderland, Massachusetts.

Ministerio para la transición ecológica y el régimen demográfico (MITECO). (2020, 2021). <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/especies-proteccion-especial/ce-proteccion-listado.aspx>

MUÑOZ, A. R. y REAL, R. (2006). *Assessing the potential range expansion of the exotic monk parakeet in Spain*. *Diversity and Distributions*, 12. pp. 656–665.

REAL, R., BARBOSA, M. A., y VARGAS, J. M. (2006). *Obtaining environmental favourability functions from logistic regression*, *Environ. Ecol. Stat.*, vol. 13, no. 2, pp. 237–245.

REAL, R., MÁRQUEZ, A. L., OLIVERO, J. y 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 (Cop.)*, vol. 33, no. 2, pp. 304–314.

RUSSO, R. y KOHLMANN, B. (2013). *Cambio climático: efectos sobre la biodiversidad*. *Artículo de Revisión, para discusión y análisis, en el Curso de Ecología y Desarrollo Sostenible, Maestría en Gestión Ambiental y Desarrollo Sostenible, Universidad de La Salle*. San José, Costa Rica.



SEOBirdLife (2008). *Guía de aves*. (19/06/21) <https://seo.org/listado-aves-2/>

SEOBirdLife (2021). *III Atlas de las Aves en Época Reproductor en España 2014-201*. SEOBirdLife. Madrid.

THOMAS, C. D. et al. (2004). *Extinction risk from climate change*. Nature 427 (6970): 145-138. doi:10.1038/nature02121.

URIARTE, A. (2010). *Historia del clima de la tierra*. 2ª ed impresa en <http://www.elkar.com>.

## CLIMATOLOGÍA DE LAS FORMACIONES VEGETALES DE MONTAÑA CON LA METODOLOGÍA TBR (TIPOS DE REGÍMENES BIOCLIMÁTICOS): CORDILLERA CANTÁBRICA, SISTEMA CENTRAL Y SIERRA NEVADA

Rafael Cámara<sup>1</sup>

### Resumen

Uno de los problemas con los que se encuentra la biogeografía es la relación entre las variables climáticas y la distribución de las formaciones vegetales de montaña, debido a los pocos datos que existen de estas áreas. El objetivo de esta aportación es relacionar los pisos de vegetación con las condiciones bioclimáticas a través del método de TRB. Se obtienen tres cliseries de norte a sur en las que se establece esta relación: cordillera Cantábrica, Sistema Central y Sierra Nevada. Esta situación se ha resuelto metodológicamente con modelos de base continua de datos climáticos que permiten realizar cartografías ráster muy aproximadas de 1 km<sup>2</sup> de píxel, en las que se refleja la distribución de los parámetros de temperaturas y precipitaciones en estos medios. El método de TRB parte de los balances hídricos de Thornthwaite y bioclimáticos de Montero de Burgos y González Rebollar.

**Palabras clave** *regímenes bioclimáticos, cliseries de montaña, cordillera Cantábrica, sistema Central, Sierra Nevada*

### Abstract

One of the problems that biogeography encounters is the relationship between climatic variables and the distribution of mountain plant formations, due to the few data that exist on these areas. The objective of this contribution is to relate the vegetation floors with the bioclimatic conditions through the TRB method. Three cliseries are obtained from north to south in which this relationship is established: cordillera Cantábrica, sistema Central and Sierra Nevada. This situation has been resolved methodologically with continuous climate database models that allow very approximate raster cartographies of 1 Km<sup>2</sup> pixel to be made, in which the distribution of temperature and precipitation parameters in these environments is reflected. The TRB method is based on the Thornthwaite and bioclimatic water balances of Montero de Burgos and González Rebollar.

**Keywords** *bioclimatic regimes, mountain cliseries, cordillera cantábrica, sistema Central, Sierra Nevada*

<sup>1</sup>Universidad de Sevilla <sup>1</sup>rcamara@us.es

## 1. Introducción

La distribución de formaciones vegetales en medios de montaña presenta el problema de la falta de datos de estaciones termopluviométricas en el desarrollo de la cliserie. Esta situación se salva con las bases de datos continuas de datos climáticos como *wordclim* que se utiliza en este trabajo, aunque existen otras disponibles. El interés de estas bases de datos radica en la expresión territorial de la variación de temperaturas y precipitación en relieves, a partir de modelos climáticos. En el caso de los sistemas montañosos es importante la escala de estas bases de datos, ya que cuanto más precisión dispongan mejor representarán los cambios en la cliserie, que en caso de relieves puede ser en unos cientos de metros.

Para la elección de los transectos y los cortes se han elegido tres loca-

lizaciones geográficas diferenciadas de norte a sur, y con orientación oeste-este (los cortes han sido norte-sur): cordillera Cantábrica, sistema Central y Sierra Nevada. Estos tres sistemas montañosos recogen bien las variaciones de los pisos de vegetación. En la Península Ibérica el único sistema dispuesto del noroeste a sureste es el sistema ibérico, y algunas subunidades menores de relieve como las costero catalanas, Cazorla o Grazalema en las Béticas.

Esta disposición oeste-este de los sistemas montañosos, no enfrentados directamente a la circulación general del oeste, de donde viene las perturbaciones de las precipitaciones, marca el comportamiento de la distribución de los pisos de vegetación en los sistemas montañosos ibéricos elegidos.

## 2. Metodología

Para la elaboración de las cliseries se han utilizado como fuentes el modelo digital de terreno STRM del USGS de 90 m, la cobertura del mapa de series de vegetación potencial de Rivas Martínez (1989) ([https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/memoria\\_mapa\\_series\\_veg.aspx](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/memoria_mapa_series_veg.aspx)) y los mapas de tipos de regímenes bioclimáticos elaborados por Cámara *et al* (2020).

A partir del modelo digital se han levantado los transectos topográficos en ArcGi Pro, y sobre el mismo transecto el corte de vegetación y de los tipos de regímenes bioclimáticos (TRBs) (Cámara *et al.*, 2020). Esta metodología se basa

en la identificación de los TRBs a partir de una base continua de datos de precipitación y temperaturas mensuales obtenidas en *wordclim* (Hijmans *et al.* 2005). Una vez resueltos los tipos de regímenes se cruzan con las formaciones vegetales, y esto nos permite conocer el rango bioclimático de estas.

Para una mejor comprensión de estos regímenes bioclimáticos, además de consultar el trabajo de Cámara *et al* (2020), se expone un resumen de los regímenes presentes y su significación bioclimática (Tabla 1). Esta clasificación recoge 27 tipos de regímenes bioclimáticos (TRB en adelante) para la Tierra, y en esta comunicación están presen-

tes 6: euritermo mesophyllo, euritermo tropophyllo, crio mesophyllo, crio tropophyllo, mesocrio mesophyllo y mesocrio tropophyllo. A cada uno de estos 6 tipos se añade el ombroclima (Thorntwaite, 1933, 1948; Thorntwaite *et al.*, 1955, 1957), que son 8 categorías desde hi-

perhúmedo al árido dando lugar a los subtipos de regímenes bioclimáticos. Los TRB responden a las situaciones de presencia o no presencia de paralización vegetativa por causas hídricas (PVH) y térmicas (PVT), cuya duración en meses quedan expresadas en la Tabla 1.

TRB	Meses PVH	Meses PVT	Observaciones
Euritermo mesophyllo	0	0	Gran oscilación térmica pero sin paralización vegetativa térmica ni hídrica
Euritermo tropophyllo	1 a 4	0	Gran oscilación térmica pero sin paralización vegetativa térmica, aunque si hídrica
Crio mesophyllo	0	1 a 5	Con paralización vegetativa térmica pero no hídrica
Crio tropophyllo	1 a 4	1 a 5	Con paralización vegetativa térmica e hídrica
Mesocrio mesophyllo	0	6 a 9	Con paralización vegetativa térmica pero no hídrica
Mesocrio tropophyllo	1 a 4	6 a 9	Con paralización vegetativa térmica e hídrica

Tabla 1. Regímenes bioclimáticos presentes en las cliseries y su significación bioclimática.

## 3. Resultados

La utilización de la metodología de TRB y su intersección con los mapas de vegetación potencial de Rivas, se ha aplicado con transectos de norte a sur a tres tipos de relieves peninsulares, de disposición este-oeste, que nos permite establecer la relación bioclimática de las formaciones vegetales de la cliserie en:

- en el macizo Asturiano al norte de la península en el tránsito entre el Eurosiberiano y el mediterráneo continental.
- el sistema Central entre las dos mesetas con mediterráneo continental,
- Sierra Nevada al sur, entre el mediterráneo de influencia atlántica y el mediterráneo marítimo.

Estas tres situaciones han sido elegidas porque permiten observar los cambios de las formaciones vegetales en la cliserie desde una montaña mediterránea, como es Sierra Nevada, o una montaña eurosiberiana, como en el macizo Asturiano.

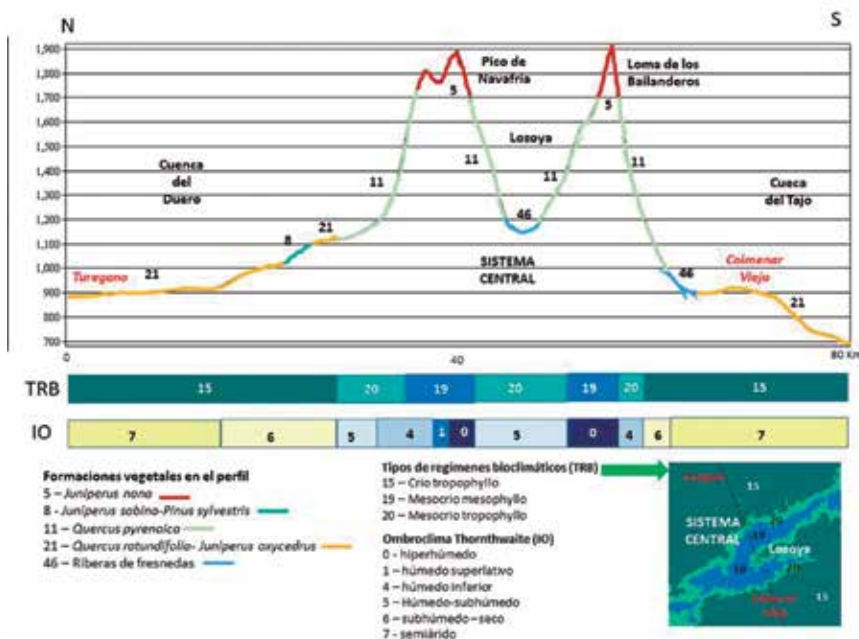


Figura 1. Cliserie del macizo Asturiano, con bioclimas y formaciones vegetales correspondientes.

### 3.1. Cliserie del macizo Asturiano

El perfil se realiza de norte a sur desde la costa en Cabo Vido en Asturias hasta Brime de Sog (Zamora, Castilla y León) en la meseta norte (Figura 1). La cliserie potencial está conformada desde el litoral con los bosques de *Quercus robur* hasta los 1000 m con el TRB euritermo mesophyllas húmedo medio ocupando las sierras de Pumar y de las Traviesas, con la presencia en valles y umbrías de *Quercus robur-Fraxinus excelsior*, en condiciones crio mesophyllo húmedo superior.

Ya en el macizo Asturiano se sitúan en régimen mesocrio mesophyllo los bosques de *Fagus sylvatica*, que pueden llegar en solana hasta los 1800 m apareciendo matorrales de *Juniperus nana* a partir de los 1700 m hasta las cumbres de Peña Ubiña. En el valle de Belmonte de Miranda a 200 m que se extiende aguas arriba hasta el embal-

se de Somiedo (500 m), aparece una formación de *Quercus rotundifolia* y *Cephalantera longifolia*, que en vertiente asciende hasta los 800 m junto a la formación de *Quercus pyrenaica* que se distribuye más al oeste en el valle del Narcea y se extiende hacia el suroeste a Los Ancares.

En el sector central, en las vertientes meridionales del macizo de Peña Ubiña se encuentra el valle de Babia, dominado también por *Fagus sylvatica*, y en la Sierra Filera, entre los 1300 y 1700 m en posición de solana presenta un bosque de *Betula celtiberica*, con *Juniperus nana* en las cumbres de 1700 m, todo ello en bioclima mesocrio mesophyllo y en condiciones ombroclimáticas hiperhúmedo y húmedo superlativas.

En las estribaciones meridionales a Sierra Filera, en el piedemonte del

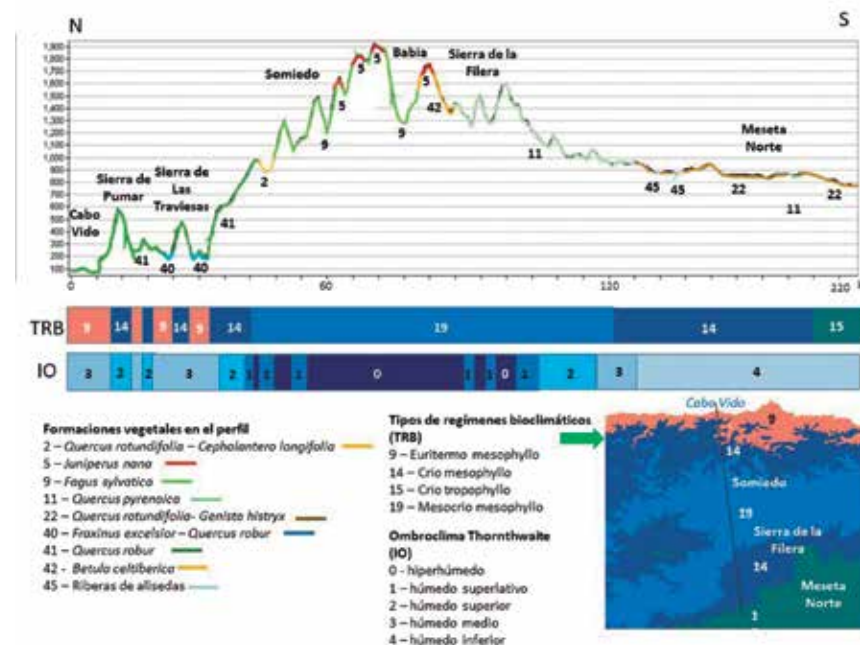


Figura 2. Cliserie del Sistema Central, con bioclimas y formaciones vegetales correspondientes.

macizo Asturiano entre los 1600 y 1000 m se extienden bosques de *Quercus pyrenaica* en condiciones bioclimáticas predominantemente de mesocrio mesophyllo húmedo superior a húmedo medio, y ya en la meseta norte sobre esos 1000 en condiciones de crio mesophyllo y en 800 m en crio mesophyllo se distribuyen bosques *Quercus rotundifolia* con *Genista histryx*, ocupando las riberas de los ríos bosques con *Alnus glutinosa*, todo ello en condiciones ombroclimáticas húmedo-inferiores.

### 3.2. Cliserie del Sistema Central

El perfil se realiza de nor-noroeste a sur-sureste desde Turégano a Colmenar Viejo, pasando por el pico de Naváfría y la loma de los Bailanderos, dejando entre medio al valle de Lozoya (Figura 2). En la meseta norte, y en

condiciones bioclimáticas de régimen crio tropophyllo semiárido a húmedo inferior, entre 900 y 1100 m se distribuye una formación de *Quercus rotundifolia* y *Juniperus oxycedrus*, con una mancha de *Juniperus thurifera* entre los 1000 y 1100 m en el primer escalón granítico de la sierra.

Entre los 1100 y 1700 m en la vertiente norte de la sierra de Guadarrama en condiciones de bioclima mesocrio tropophyllo húmedo-subhúmedo a húmedo inferior se desarrollan bosques de *Quercus pyrenaica*. A partir de los 1700 m y con un régimen mesocrio mesophyllo aparecen matorrales de *Juniperus nana* hasta los 1900 m El valle de Lozoya a 1100 m de altura presenta en sus vertientes norte y sur bosques de *Quercus pyrenaica* con riberas de *Fraxinus excelsior* en el fondo de valle.

De nuevo en la loma de los Bailaneros, por encima de los 1700 aparecen los matorrales de *Juniperus nana*, y por debajo de esta cota y en la vertiente meridional de la sierra de Guadarrama los bosques de *Quercus pyrenaica* hasta los 1000 m con bosques de *Fraxinus excelsior* en el río Manzanares. Desde las alturas de Colmenar Viejo y bajando al valle del Tajo hasta los 700 m vuelven a aparecer las formaciones de *Quercus rotundifolia* y *Juniperus oxycedrus* en las mismas condiciones bioclimáticas que en la meseta norte.

### 3.3. Cliserie de Sierra Nevada

La cliserie más meridional que se aborda en este trabajo se localiza en Sierra Nevada (Figura 3), de orientación nor-noroeste y sur-sureste, desde la Sierra de Cogollos (Este de Iznalloz) a la Rabita en la costa. Al norte de la sierra de los Cogollos, en régimen crio tropophyllo semiárido, presenta una formación vegetal de *Quercus rotundifolia* y *Paeonia coriacea* entre los 1000 y 1600 m, hasta la cumbre de la sierra de los Cogollos. Desde esta cumbre en su vertiente meridional y descendiendo hasta los 1500 m se distribuye una formación arbustiva de *Juniperus sabina* y *Pinus sylvestris* con un bioclima mesocrio tropophyllob húmedo inferior. A continuación se pasa a unos relieves en progresión hacia el piedemonte de Sierra Nevada, entre 1200 y 1600 m, en régimen crio tropophyllo húmedo-subhúmedo y húmedo-seco, con un encinar de *Quercus rotundifolia* con *Berberis hispanica*. A partir de los 1.600 m aparecen bosques de *Quercus pyrenaica* hasta los 2000 m, alternando con formaciones en cumbres de *Juniperus nana* y piornales, ascendiendo por los

valles del piedemonte septentrional de Sierra Nevada en régimen crio tropophyllo húmedo-subhúmedo a húmedo-seco. Entre los 2000 y 2600 m los matorrales de *Juniperus nana* y piornales se hacen dominantes con un bioclima mesocrio tropophyllo húmedo inferior, dando paso desde los 2600 m o praderas de *Festuca indigesta*, hasta los 3400 m del Mulhacén, con TRB mesocrio mesophyllo hiperhúmedo.

En la vertiente meridional entre los 2400 y 2000 m se encuentran de nuevo los matorrales de piornales y *Juniperus nana* en régimen mesocrio tropophyllo hiperhúmedo, pasando a continuación hasta los 1600 con bosques de *Quercus pyrenaica*, con el mismo régimen bioclimático que la formación anterior pero en condiciones de ombroclima húmedo inferior. La cliserie continúa en descenso hasta los 1400 m con un bosque de *Quercus rotundifolia* y *Adenocarpus decorticans* con TRB crio tropophyllo húmedo-subhúmedo, pasando al valle de las Alpujarras hasta los 800 m con *Quercus rotundifolia* y *Paeonia coriacea* y condiciones bioclimáticas crio tropophyllas subhúmedo-secas, y en el fondo de valle euritermo tropophylla semiárido. Finalmente, cerrando al mar Las Alpujarras se encuentra la sierra de Contraviesa, que alcanza los 1300 m, y que en su vertiente meridional presenta una cliserie de *Quercus rotundifolia* y *Paeonia coriacea* hasta los 1000 m. en régimen crio tropophyllo semiárido, pasando en descenso a un bosque de encinas de *Quercus rotundifolia* con *Smilax aspera* hasta los 600 m. y finalmente hasta el mar un matorral de *Maytenus europea*, estas dos últimas formaciones en un régimen bioclimático euritermo tropophyllo semiárido.

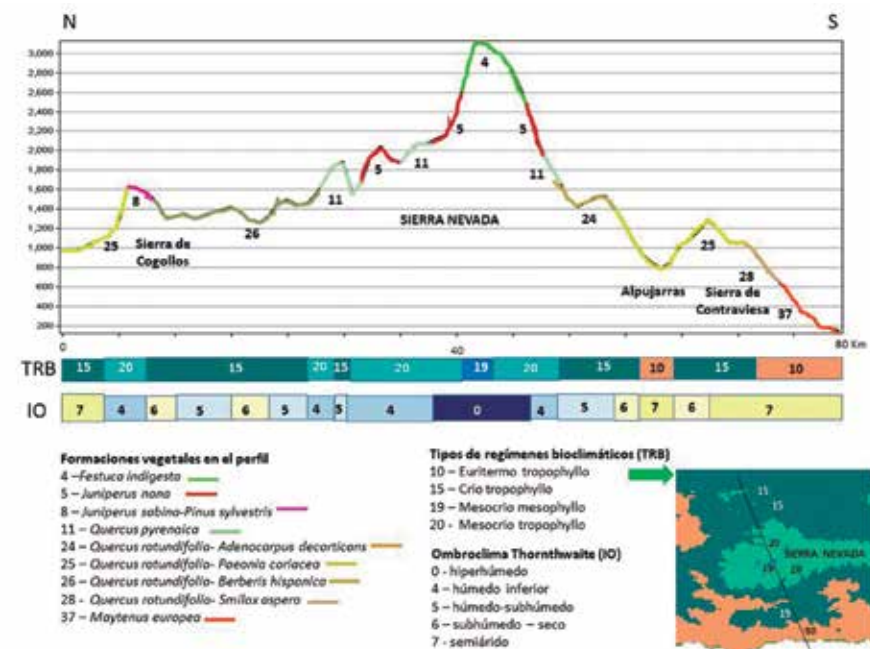


Figura 3. Cliserie del Sierra Nevada, con bioclimas y formaciones vegetales correspondientes.

## 4. Discusión y conclusiones

La realización de cliseries de los sistemas montañosos de la península ibérica ha sido hasta ahora, en su mayor parte, de carácter descriptivo, a partir de la experiencia de campo o análisis fotogramétrico o de imágenes de satélite. Así contamos desde las cliseries realizadas por P. Font Quer en el apartado de vegetación del tomo II «Geografía Física», de la *Geografía de España y Portugal* de M. Terán (1954). Estas cliseries se han reproducido igualmente en los manuales posteriores de geografía física, o se han aportado otras nuevas como en el trabajo de Bellot (1978) de *El tapiz vegetal de la Península Ibérica*, y de Ferreras y Arozena (1987) de los bosques de España en la guía física de Alianza Editorial. También hay aportaciones regionales con tratamiento de cliseries como el trabajo de

Villar (1982) sobre el Pirineo occidental, de Oriol de Bolós del Montseny (1983), y de Panareda del mismo Montseny (1983) entre otros. Existen dos aportaciones más analíticas, una de carácter geobotánico de Costa *et al.* (1998) y otra propiamente bioclimática, basada en índices de termicidad, de Rivas Martínez (1984).

Pero en cualquier caso no se ha realizado aún un análisis bioclimático partiendo de una base climática de datos continua que permita tener una visión territorial de la variación altitudinal de la vegetación y de los bioclimas, que es lo que ofrece esta aportación a partir de una metodología basada en los diagramas bioclimáticos (Montero y González, 1974; Montero y Salmerón, 1981).

En este sentido es interesante ver la conexión que hay entre los regímenes



bioclimáticos propuestos y los cambios en las series de vegetación potencial propuestos por Rivas Martínez en su obra (Rivas Martínez, 1989), reflejados en una cartografía a escala 1 : 400 000, que es la de mayor detalle a nivel nacional que existe en España.

En la Tabla 2 queda claro cómo las cliseries recogen la variación altitudinal conforme nos desplazamos hacia el sur como en las formaciones de *Juniperus nana* y *Quercus pyrenaica*, que son las dos formaciones presentes en los tres sistemas montañosos. En el caso de *Juniperus nana* en condiciones bioclimáticas mesocrio mesophyllas. En el caso de *Quercus pyrenaica* el TRB mesocrio tropophyllas a excepción del macizo Asturiano que son mesocrio mesophyllas, lo cual caracteriza a esta formación en la Meseta cuando no se encuentra en sistemas montañosos.

Las otras formaciones se desarrollan en condiciones mesocrio mesophyllas son los bosques de *Fagus sylvatica*, *Betula celtiberica* y *Quercus rotundifolia-Cephalantera longifolia*. En estas solo hay paralización vegetativa por causas térmicas de 6 a 9 meses.

Los bosques de *Pinus sylvestris* y *Juniperus sabina* no guardan un comportamiento bioclimático homogéneo, seguramente por un fuerte condicionamiento geobotánico, vinculado a las calizas, que en ocasiones están karstificadas.

Con bioclimas crio tropophyllas encontramos los encinares de *Quercus rotundifolia-Adenocarpus decorticans*, *Quercus rotundifolia-Berberis hispanica*, *Quercus rotundifolia-Paeonia coriacea* y *Quercus rotundifolia-Juniperus oxycedrus*, de mayor a menor altimetría, y de situaciones más a menos húmedas. Esto implica la

existencia de 1 a 4 meses de paralización vegetativa hídrica y de 1 a 5 meses de paralización vegetativa térmica.

Solo se tiene un ejemplo de formación vegetal con TRBs crio mesophyllas que son los bosques de *Quercus rotundifolia-Genista hystrix* en los que solo habría paralización vegetativa por causas térmicas de 1 a 5 meses.

Finalmente se tienen las formaciones vegetales subtropicales euritermophyllas con dos situaciones: las formaciones euritermo mesophyllas de los bosques caducifolios de *Quercus robur* y de *Fraxinus excelsior* con *Quercus robur*, en los que no hay paralización vegetativa; las formaciones euritermo tropophyllas con paralización vegetativa hídrica de 1 a 4 meses de los bosques de *Quercus rotundifolia-Smilax aspera* y los matorrales de *Maytenus europea*.

Como conclusión se puede establecer una relación entre las formaciones vegetales de las cliseries de los tres sistemas montañosos elegidos de norte a sur, y las condiciones bioclimáticas en que estas se desarrollan. El levantamiento de otras cliseries con esta metodología en el sistema Ibérico y en los Pirineos, nos permitirá conocer la relación del marco bioclimático con las formaciones vegetales, tanto en las cliseries montañosas como en las latitudinales de la península Ibérica.

Estas condiciones bioclimáticas deben complementarse con las geobotánicas que pueden matizar estas distribuciones, especialmente aquellas vinculadas al karst, que suelen xerificar las condiciones ambientales de desarrollo de las comunidades vegetales.

Estas cliseries están levantadas con mapas de vegetación a escala 1 : 400

Formación vegetal	Macizo asturiano	Sistema central	Sierra Nevada
prados de <i>Festuca indigesta</i> -4			MCm y MCt 2500-3000
<i>Juniperus nana</i> -5	MCm 1500-1900	MCm 1700-1900	MCm y MCt 1700-2600
<i>Fagus sylvatica</i> -9	MCm 1000-1800		
<i>Betula celtiberica</i> -42	MCm 1400-1700		
<i>Quercus rotundifolia-Cephalantera longifolia</i> -2	MCm 900-1000		
<i>Quercus pyrenaica</i> -11	MCm 950-1600	MCT 1000-1700	MCT 1600-2000
Riberas de <i>Fraxinus excelsior</i> -46		MCT 900-1200	
<i>Juniperus sabina-Pinus sylvestris</i> -8		Ct 1000-1100	MCm 1500-1600
<i>Quercus rotundifolia-Adenocarpus decorticans</i> -24			Ct 1400-1600
<i>Quercus rotundifolia-Berberis hispanica</i> -26			Ct 1300-1600
<i>Quercus rotundifolia-Paeonia coriacea</i> -25			Ct y Et 800-1600
<i>Quercus rotundifolia-Juniperus oxycedrus</i> -21		Ct 700-1000	
<i>Quercus rotundifolia-Genista hystrix</i> -22	Cm 950-750		
Riberas de <i>Alnus glutinosa</i> -45	Cm 900		
<i>Quercus rotundifolia-Smilax aspera</i> -28			Et 600-1000
<i>Maytenus europea</i> -37			Et 0-600
<i>Fraxinus excelsior-Quercus robur</i> -40	Em 150-200		
<i>Quercus robur</i> -41	Em y Cm 0-1000		

Tabla 2. Regímenes bioclimáticos presentes en las cliseries y su significación bioclimática. MCm: mesocrio mesophyllo; MCT: mesocrio tropophyllo; Cm: crio mesophyllo; Ct: criotropophyllo; Et: euritermo tropophyllo; Em: Euritermo mesophyllo.

000, por lo que hay situaciones de inversiones térmicas en valles que no quedan recogidas en estas cartografías.

Por lo tanto, un estudio pormenorizado de las cliseries, precisa de una cartografía de vegetación de mayor detalle y otra litológica que permita explicar las excepciones al comportamiento

del marco bioclimático general. La información bioclimática está en píxeles de 700 m, por lo que se estima que una mayor precisión en medios de montaña ayudaría a detectar situaciones microclimáticas que puedan darse en ellas.

## 5. Referencias

- BELLOT, F. (1978): *El tapiz vegetal de la Península Ibérica*. Madrid. Blume.
- CÁMARA, R., DÍAZ DEL OLMO, F., y MARTÍNEZ, J. R. (2020): «TBRs, a methodology for the multi-scalar cartographic analysis of the distribution of plant formations». *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 85, 2915, 1-38. <https://doi.org/10.21138/bage.2915>
- COSTA M., MORLA C., SAINZ OLLERO H. (1998): *Los bosques ibéricos, una interpretación geobotánica*. Barcelona. Planeta



DE BOLÓS, O (1983): *La vegetación del Montseny*. Barcelona. Diputació de Barcelona. Servei de Parcs Naturals.

FERRERAS C. Y AROZENA M. E. (1987) *Guía Física de España. Los bosques*. Madrid. Alianza Editorial

FICK, S. E., Y HIJMANS, R. J. (2017): «Worldclim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*», 37, (12), 4302–4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>

FONT QUER, P. (1954): «Vegetación» en: L. M. de Terán España, *Geografía de España y Portugal*. Tomo II. Geografía Física. Barcelona. Montaner y Simón. 145-271

HIJMANS, R. J., CAMERON S. E., PARRA J. L., JONES P.G., y JARVIS A. (2005): «Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*», 25, 1965–1978. <https://doi.org/10.1002/joc.1276>

MONTERO DE BURGOS, J. L., y GARCÍA SALMERÓN, J. (1981): «Atmósfera, I. El Clima», en: *Tratado de Medio Ambiente*, Tomo II. Madrid, Universidad Politécnica de Madrid, CEOTMA, INTA, ICONA.

MONTERO DE BURGOS, J. L., y GONZÁLEZ, J. L. (1974): *Diagramas bioclimáticos*. Madrid, ICONA, Ministerio de agricultura de España.

PANAREDA, J. M. y NUET, J. (1983): «La cartografía de la flora del Montseny en reticle UTM d'1 km de costat: plantejament i primers resultats». *Collectanea Botanica*, 14. 489-499.

RIVAS MARTÍNEZ, S. (1984): «Pisos bioclimáticos de España». *Lazaroa* 5, 33-43.

RIVAS MARTÍNEZ S. (1989): *Memoria del mapa de series de vegetación de España*. Madrid. ICONA

THORNTHWAITE C. (1933): «The climates of the earth». *Geographical Review*, 23, 433–440. <https://doi.org/10.2307/209629>

THORNTHWAITE C. (1948): «An approach toward a rational classification of the climate». *Geographical Review*, 38, 55–89. <https://doi.org/10.2307/210739>

THORNTHWAITE, C. W., y MATHER, J. R. (1955): «The Water Balance». *Publication in Climatology*, 8, 1–104

THORNTHWAITE, C. W., MATHER, J. R., y CARTER D. B. (1957): «Instructions and Tables for Computing Potential Evapotranspiration and the Water Balance». *Publication in Climatology*, 10, 181–311.

VILLAR L. (1982): *La vegetación del Pirineo occidental. Estudio de Geobotánica ecológica*. Príncipe de Viana (Suplemento de ciencias) Separata nº 2. 263-433

## IDENTIFICACIÓN DE LAS SURGENCIAS SUBACUÁTICAS EN EL PARQUE NATURAL DE LAS LAGUNAS DE RUIDERA: TIPOLOGÍA E IMPLICACIONES EN SU BIODIVERSIDAD

Pilar Delgado García<sup>1</sup>, Daniel Cruz Álvarez<sup>1</sup>, Víctor López Jiménez<sup>1</sup>, Javier Montero Aranda<sup>1</sup>, Juan Antonio González Martín<sup>2</sup> y Concepción Fidalgo Hijano<sup>2</sup>

### Resumen

Este trabajo tiene por objeto la realización de un inventario e identificación de las principales surgencias o manantiales subacuáticos que descargan en el parque natural de las Lagunas de Ruidera. Los volúmenes subterráneos constituyen, en este espacio natural, un aporte esencial en su alimentación hídrica, a la vez que desempeñan un papel vital en sus características bióticas. La investigación se apoyó en un reconocimiento sistemático de las márgenes lacustres, a través de la inmersión con equipos de respiración autónoma, con la finalidad de describir las dimensiones y morfología de las surgencias, georreferenciarlas y clasificar su tipología. Tanto la composición de las cubiertas vegetales ubicadas en sus inmediaciones, como otros aspectos del entorno han aportado evidencias, no solo acerca de su precisa localización sino y, sobre todo, de las manifestaciones medioambientales de su existencia. En esta contribución se exponen los resultados obtenidos con el fin de contribuir a la mejora del inventario y del conocimiento de las aguas subterráneas que, procedentes del acuífero del Campo de Montiel, confluyen en este parque natural.

**Palabras clave** *surgencias subacuáticas, acuífero kárstico, parque natural Lagunas Ruidera, Ciudad Real, Albacete*

### Abstract

The purpose of this work is to carry out an inventory and identification of the main underwater springs that discharge in the Lagunas de Ruidera Natural Park. The underground volumes constitute in this natural space an essential contribution in its hydric feeding at the same time that they play a vital role in its biotic characteristics. The research was supported by a systematic recognition of the lake margins through immersion with autonomous breathing equipment, in order to describe the dimensions and morphology of the subaqueous springs, georeference them and classify their typology. Both the composition of the vegetal cover located in its vicinity, as well as other aspects of the environment have provided evidence not only about its precise location but, above all, about the environmental manifestations of its existence.

This contribution presents the results obtained in order to contribute to the improvement of the inventory and knowledge of the groundwater that, coming from the Campo de Montiel Aquifer, converge in this Natural Park.

**Keywords** *underwater springs, karstic aquifer, Parque Natural Lagunas Ruidera, Ciudad Real, Albacete.*

<sup>1</sup>Gemosclera, Asociación para la Difusión del Conocimiento de los Humedales y su Conservación,

<sup>2</sup>Dpto. Geografía. Universidad Autónoma de Madrid <sup>1</sup>info@gemosclera.org, <sup>2</sup>concepcion.fidalgo@uam.es

## 1. Introducción

Los acuíferos kársticos y sus aguas subterráneas constituyen recursos primordiales muy vulnerables en el ámbito natural y antrópico de muchas regiones del planeta, siendo los puntos de recarga y descarga, a través de los manantiales, elementos de enorme trascendencia, lo que ha motivado que sea imperativo su buen conocimiento (Hötzl, 2002). Este ha progresado eficazmente en el caso de las surgencias subaéreas a través del estudio de sus descargas, de la forma del hidrograma, composición hidroquímica, cartografía, etc.; no así en las ubicadas bajo lámina de agua, caracterizadas por un notable desconocimiento. Entre ellos es posible establecer diferencias entre surgencias de ámbitos litorales y lacustres. Las primeras, como es el caso de numerosas que vierten al mar Mediterráneo, suelen estar bien documentadas y con una precisa localización, establecida a partir de imágenes de teledetección, de termografía, de parámetros de densidad, conductividad, etc. (Fleury, 2013). Mucho menor es la información adquirida en los manantiales subacuáticos en ámbitos lacustres, a pesar de constituir frecuen-

temente un aporte esencial en los volúmenes de agua remansados (Colomer *et al.*, 2002). Su estudio conforma un reto, pues su restringida accesibilidad es factor clave para explicar el carácter excepcional ofrecido por su inventario, emplazamiento concreto y toma de datos temporales fiables (parámetros físicos, control del caudal e hidroquímica de las descargas...) que imposibilitan cualquier análisis sistemático, al ser obtenidos esporádicamente. El lago de Bañolas, en la península ibérica, formaliza una excepción en la que un equipo interdisciplinar (Morellón *et al.*, 2014) ha efectuado un modélico estudio de los veneros subacuáticos destinado a analizar los procesos sedimentarios desarrollados en etapas, con voluminosa salida de agua subterránea al vaso lacustre.

El objetivo de este trabajo se centra en la realización de un precursor mapa de las surgencias subacuáticas que vierten sus aguas en las lagunas del parque natural de Ruidera (Ciudad Real y Albacete) incluyendo detalles sobre su localización y características del entorno lacustre donde desembocan.

## 2. Área de estudio: las Lagunas de Ruidera

El parque natural de las Lagunas de Ruidera es un reconocido espacio debido al excepcional patrimonio natural y cultural que contiene uno de los ámbitos fluvio-lacustres más singulares y representativos de los procesos kársticos lóticos. Las aguas remansadas en sus lagunas (Fig. 1) reciben volúmenes subterráneos muy cuantiosos procedentes del acuífero kárstico donde se emplazan. Se trata del acuífero del Campo de Montiel o

Unidad Hidrogeológica 04.06., acuífero libre —2575 km<sup>2</sup>— (Montero, 2000) que se recarga únicamente a partir de la infiltración de aguas de lluvia. Esquemáticamente, está compuesto por una covertera carbonatada jurásica (Lías), muy fisurada y karstificada (75-100 m de espesor), apoyada sobre un acuitardo triásico. La descarga se efectúa a través de múltiples manantiales ubicados en su periferia y también en su interior; espe-

cialmente en el valle del alto Guadiana, cuyo trazado se halla condicionado por una gran fractura (Accidente de Ruidera), a su vez atravesada por otras con direcciones SSO-NNE, ONO-ESE y OSO-ENE (Rincón *et al.*, 2001). El entramado tectónico y la elevada permeabilidad de los roquedos carbonáticos determina la baja capacidad de regulación del acuífero y la localización de numerosas surgencias de descarga (Montero y Rincón, 2004). Las localizadas en las laderas del valle son bien conocidas y fueron cartografiadas hace años (Montero, 2000); sin embargo, son escasas las inventariadas por debajo de la lámina de agua lacustre: su identificación es insegura en aquellos manantiales, más o menos profundos, al expulsar aguas subterráneas de naturaleza bicarbonatada-cálcica, semejantes a las receptoras que colmatan las lagunas y con características hidroquímicas/densidades muy similares.

En Ruidera, y hasta hace poco tiempo, tan solo algunos veneros subacuáticos u «ojos» estaban acreditados a partir de la información suministrada por los ribereños (Jiménez Ramírez, 1994) y por los estudios del CEDEX (1998) y Eugercios (2013). Aquel corto inventario se ha incrementado a partir de la información conseguida en un proyecto<sup>1</sup> de inventario sistemático y de reconocimiento de los aportes hídricos subacuáticos, iniciado por la asociación Gemosclera en diversas lagunas, con asesoramiento geográfico de miembros del Grupo Geohumedal (UAM). Recientemente (Fidalgo *et al.*, 2018) se publicaron datos acerca de los manantiales bajo lámina de agua de la laguna Conceja. La identificación y nuevo repertorio de estas surgencias es otro

paso más en el estudio del medio natural de este excepcional espacio natural. Su importancia radica en:

- el papel desempeñado por las surgencias subacuáticas en el mantenimiento de los niveles lacustres, siendo necesario obtener información cuantitativa de los aportes subterráneos, hoy solo evaluados de modo aproximado e indirecto.
- la calidad de los flujos no solo trascendente para la flora y fauna, sino también por el decisivo control que ejerce en la precipitación de los carbonatos responsables de la formación, mantenimiento y crecimiento de las barreras tobáceas, almacén que sostiene el sistema fluvio-lacustre.
- la posibilidad de ofrecer en las inmediaciones de sus salidas hábitats específicos debido a los subambientes controlados por la llegada de aguas oxigenadas, con abundantes iones y nutrientes que se mezclan con otras aguas (del mismo origen), pero alteradas por los tiempos de residencia, más o menos prolongados, de permanencia en las lagunas.
- la perspectiva de que en los tramos finales de los conductos kársticos donde se ubican existan archivos paleoclimáticos, en forma de recubrimientos calcíticos de origen algáceo o de espeleotemas, con los que ofrecer novedosa información sobre la todavía incierta evolución holocena de Ruidera. Proyecto de Colaboración con los Servicios Territoriales del Medio Ambiente, en Ciudad Real.

<sup>1</sup> Proyecto de Colaboración con los Servicios Territoriales del Medio Ambiente, en Ciudad Real.



Figura 1. Localización de las lagunas del parque natural de las Lagunas de Ruidera. Fuente: Gemosclera, 2021

### 3. Metodología

El inventario y análisis de las surgencias subacuáticas se ha efectuado mediante un reconocimiento sistemático, asistido con equipos de respiración autónoma de circuito abierto. La georreferenciación de cada una de ellas fue establecida con tecnología GNSS, en especial el sistema GPS ([www.gemosclera.org](http://www.gemosclera.org)).

Para la toma de datos se ha seguido la metodología SEAP, con diversos protocolos establecidos por el *Springs Stewardship Institute*<sup>2</sup> (SSI) del Museo del norte de Arizona que, desde 2016, han sido aplicados a centenas de manantiales norteamericanos.

Su objetivo consiste en efectuar una evaluación integral de las surgencias y de sus hábitats inmediatos que, en Estados Unidos, albergan más del 10 % de las especies en peligro de extinción. Para ello se confecciona una base de

datos<sup>3</sup> que incluye, además de la geolocalización, información interdisciplinar acerca de la geología/geomorfología del entorno de las surgencias, suelos, datos climáticos, flora y fauna, calidad y volumen de agua subterránea, estado de conservación, riesgos potenciales, presión antrópica, etc.

Las fases desarrolladas en la metodología SEAP del SSI comporta tres «niveles» de análisis. En el primero, se aportan datos básicos para los estudios posteriores; en el segundo se documenta el hábitat, la biocenosis, el estado ecológico y los valores culturales; por último, el tercer nivel aborda los procesos de monitorización para facilitar, de modo estructurado, una gestión sostenible. Estas características confieren a la metodología del SSI el poder utilizarse como una herramienta sinérgica y

fundamental para mejorar la comprensión de los procesos ecológicos, distribución, estado de los hábitats asociados a los ámbitos de surgencia y así facilitar su conservación y planificación.

En la presente investigación se ha adaptado esta perspectiva metodológica a los veneros subacuáticos de las lagunas de Ruidera, adecuando los procedimientos propuestos a las condiciones específicas de este tipo de surgencias. Así, se efectuó un reconocimiento en aquellas lagunas cuyos fondos superan los 12 m de profundidad<sup>4</sup> (véase Figura 1), excluyendo las someras que no presentan surgencias subacuáticas, como se ha constatado en épocas de prolongada sequía, cuando sus fondos quedaron secos. Tampoco se ha abordado el análisis del embalse de Peñarroya, pues el examen de las ortofotografías de su vaso, realizadas antes de su construcción, no evidenció surgencia alguna.

### 4. Resultados

El muestreo sistemático de los perímetros de las 10 masas de agua (véase Figura 1) que fueron objeto del proyecto dio como resultado la identificación de 24 surgencias.

En algunos casos se ha tipificado un agrupamiento por criterio de proximidad geográfica, al existir probabilidades de que realmente se trate del mismo origen (Tabla 1). Además, se han observado evidencias que sugieren la existencia de manantiales<sup>5</sup>, pero que no pudieron ser rigurosamente constatados durante los trabajos de reconocimiento.

No obstante, la complejidad y el tiempo necesario para la elaboración total de la base de datos han supeditado que solo los trabajos relativos al «nivel 1» y parcialmente al «nivel 2» de la metodología SEAP del SSI hayan podido ser completados. Las condiciones de accesibilidad de estas surgencias y los recursos disponibles suscitaron esta limitación. Por tanto, los trabajos consistieron en el reconocimiento general de los manantiales subacuáticos: tipología, posición geomorfológica, georreferenciación, dimensiones, fotografías, etc., así como el examen de las paredes, para detectar la presencia de posibles revestimientos calcíticos (estromatolitos y/o espeleotemas).

En futuros trabajos se abordará la implementación del tercer nivel con más recursos y los permisos correspondientes, otorgados por la Dirección del parque natural.

Se ha establecido como las surgencias subacuáticas (Figura 2), al igual que las subaéreas en este tramo del valle, no están localizadas en el contacto entre la cobertera carbonática y el acuitardo triásico, sino que se emplazan en aquellas zonas donde los declives del terreno cortan el nivel freático. Se localizan a distintas profundidades: unas se encuentran a partir de 8 metros por debajo de la lámina de agua y otras cerca de la superficie lacustre, por lo que afloran emergidas durante periodos de prolongada sequía. Su escasa accesibilidad ha impedido vincular

<sup>2</sup>. [www.springstewardshipinstitute.org](http://www.springstewardshipinstitute.org).

<sup>3</sup>. Manual Base de Datos en: [https://springstewardshipinstitute-org.translate.google.com/database-manual-1?\\_x\\_tr\\_sl=en&\\_x\\_tr\\_tl=es&\\_x\\_tr\\_hl=es&\\_x\\_tr\\_pto=nui,sc](https://springstewardshipinstitute-org.translate.google.com/database-manual-1?_x_tr_sl=en&_x_tr_tl=es&_x_tr_hl=es&_x_tr_pto=nui,sc)

<sup>4</sup>. Las lagunas sujetas a reconocimiento subacuático fueron diez: Conceja, Tomilla, Tinaja, San Pedro, Lengua, Salvadora, Santos Morcillo, Batana, Colgada, y del Rey.

<sup>5</sup>. Se han observado evidencias de otra posible surgencia en la laguna Tomilla (2°49'22.06"O 38°55'25.11"N).



directamente su presencia a elementos estructurales como fracturas, aunque esta dependencia ha sido confirmada en el examen de la fotografía aérea.

Inicialmente, se han identificado tres tipos de emplazamiento de manantiales bajo la lámina lacustre: aquellos que vierten sus aguas en las márgenes lacustres («limnocrenos», según la metodología SEAP), los que horadan alguna barrera tobácea comunicando dos lagunas consecutivas (denominadas de «barrera» al no poder asegurar que pertenecieran a la clasificación de la metodología SEAP, aunque la similar sea la denominada «jardín colgante») y, por último, aquellas que se muestran a la luz tras discurrir sobre una capa im-

permeable (de «Ladera», según la metodología SEAP).

De igual modo es posible diferenciar entre las surgencias con salida de agua difusa y las que se vinculan a la salida de conductos kársticos; estos últimos adoptan en su trecho final la morfología de túneles o cavidades abovedadas de reducidas dimensiones que, generalmente, son inasequibles a su observación.

Así, en los citados tramos finales, la anchura oscila entre 1-2 m, mientras que la altura puede alcanzar hasta 5 m; con frecuencia sus paredes están revestidas por concreciones parietales de calcita, de espesor indeterminado, unas con un presumible origen algáceo y otras de indudable vinculación a espeleotemas<sup>6</sup> (Figura 3).

Nº	Laguna	CHG	Geográficas (ED50)		Grupo	Nombre
1	Conceja	040.10.900	2°48'24.64» O	38°54'54.62» N	Ossero	Ossero 2
2	Conceja	040.10.901	2°48'36.74» O	38°55'17.49» N		Medio
3	Conceja	040.10.902	2°48'38.03» O	38°55'24.87» N		Casas de madera (*)
4	Conceja	040.10.903	2°48'23.19» O	38°54'51.23» N	Ossero	Ossero 1
5	San Pedro	040.10.904	2°50'3.20» O	38°55'49.50» N	Ringurria	Ringurria 1
6	San Pedro	040.10.905	2°50'5.03» O	38°55'48.53» N	Ringurria	Ringurria 2
7	Salvadora	040.10.906	2°51'20.81» O	38°56'58.80» N		El Chiringuito
8	Salvadora	040.10.907	2°51'24.39» O	38°56'58.35» N		Barrera Lengua
9	Santos Morcillo	040.10.908	2°51'42.00» O	38°56'58.21» N		Ojo Valebruno (*)
10	Batana	040.10.909	2°51'53.74» O	38°57'10.03» N		Barrera Santos 1
11	Batana	040.10.910	2°51'54.81» O	38°57'11.27» N		Barrera Santos 2
12	Batana	040.10.911	2°51'41.55» O	38°57'15.27» N		Santa Elena 1
13	Batana	040.10.912	2°51'41.05» O	38°57'16.31» N		Santa Elena 2
14	Colgada	040.10.913	2°52'24.14» O	38°57'12.31» N	Hazadillas	Hazadillas 2
15	Colgada	040.10.914	2°52'23.32» O	38°57'9.51» N	Hazadillas	Hazadillas 1
16	Colgada	040.10.915	2°52'32.83» O	38°57'15.19» N	Mata	Mata de las Palomas. Pino 1
17	Colgada	040.10.916	2°52'32.72» O	38°57'15.89» N	Mata	Mata de las Palomas. Pino 2
18	Colgada	040.10.917	2°52'34.53» O	38°57'18.37» N	Mata	Mata de las Palomas. El Chopo

<sup>6</sup>. En esta fase no se ha contado con los pertinentes permisos para la toma de muestras. En una fase posterior de esta investigación el objetivo será el estudio pormenorizado de estos conductos.

19	Colgada	040.10.918	2°52'31.64» O	38°57'12.67» N	Mata	Mata de las Palomas. Pequeña
20	Colgada	040.10.919	2°52'32.30» O	38°57'14.64» N	Mata	Mata de las Palomas. Otra 1
21	Colgada	040.10.920	2°52'31.63» O	38°57'12.14» N	Mata	Mata de las Palomas. Otra 2
22	Colgada	040.10.921	2°51'38.97» O	38°57'39.17» N		Cañada de la Manga
23	Colgada	040.10.922	2°51'43.08» O	38°57'20.17» N		La Cueva (*)
24	Colgada	040.10.923	2°51'43.29» O	38°57'20.95» N		Barrera Batana (*)

Tabla 1. surgencias reconocidas.

\*Surgencias conocidas previamente por los ribereños y mencionadas en diversos trabajos realizados en Ruidera (Montero, 2000, CEDEX 2008 y Eugercios 2013).

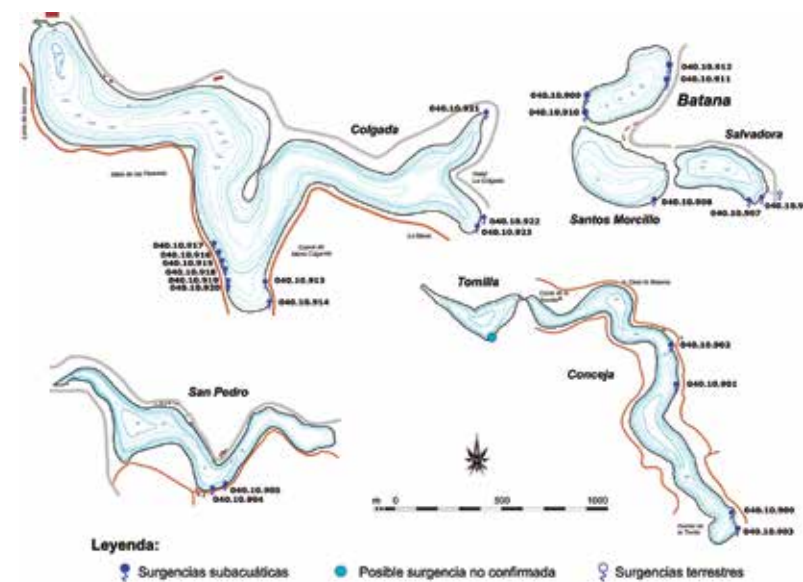


Figura 2. Mapa esquematizado con los resultados por laguna del inventario. Fuente: Gemosclera, 2021.



Figura 3. Conducto abierto en la barrera de la Laguna Batana por la que surgen aguas infiltradas desde la Laguna San Pedro, emplazada aguas arriba. A la izquierda, vista general con presencia de espeleotemas estalactíticos. A la derecha, detalle de espeleotemas excéntricos desarrollados en una de sus paredes. Fuente: Gemosclera, 2021.

Como frecuentes hechos constables en los entornos de las salidas de agua subterránea destacan:

(i) En los bordes lacustres donde desaguan se desarrollan procesos de suspensión que conllevan una removilización de los sedimentos alojados en sus inmediaciones. Sus efectos están condicionados, sobre todo, por el volumen de los caudales descargados y la homogénea granulometría de las lutitas tobáceas que revisten los fondos lacustres. Esa remoción modela pequeñas depresiones en los citados materiales, alterando localmente los procesos de sedimentación lacustre, lo que tiene como elemento favorable la fácil detección de restos del patrimonio cultural.

(ii) La ausencia notoria de la fracción de cubierta vegetal (Figura 4). Únicamente se advierte un *biofilm* que, de modo gradual y con disposición radial, va incrementando su presencia, según el caudal entrante se dispersa en la laguna. En unos casos, esos tapices se adhieren a los restos vegetales leñosos

sin descomponer (epifiton); en otros, sobre las rocas (epipepton) y sobre el fondo (epipelon).

(iii) Las primeras especies de hidrofitos que aparecen en las inmediaciones del cono de turbulencia ocasionado por los derrames surgentes son las algas carofíceas (*Nytella hialina*) y lo suelen hacer protegidas por las rocas cercanas que han quedado al descubierto. Tras esos primeros golpes o retazos de *Nytella*, se muestran otros de milhojas (*Miriophyllum* sp.), siendo las carofíceas del género *Chara* las últimas en mostrarse, colonizando los fondos siendo determinante el factor profundidad.

(iv) Las especies con capacidad de desplazamiento, tanto bentónicas como nectónicas, lógicamente ni residen ni dejan huellas de su paso en las concavidades modeladas por los flujos aportados subterráneamente. Constituyen ejemplos de este hecho la ausencia de hozadas de ciprínidos o de náyades.



Figura 4. Surgencias detectadas en la Laguna Conceja. A la izquierda, vista general con presencia de rocas y sedimentos cubiertos por biofilm. A la derecha, detalle de un sifón bajo una roca y disposición del biofilm. Fuente: Gemosclera, 2020

## 5. Discusión y consideraciones finales

Como en otros ámbitos lacustres, los veneros subacuáticos de Ruidera constituyen un aporte esencial en el volumen remansado de sus aguas. Al verter sus flujos a las lagunas, se han desarrollado a partir del nivel de base kárstico holoceno, a la vista de las cronologías de ciertas barreras tobáceas (González Martín *et al.*, 2014). Todos estos manantiales suponen elementos de interferencia en la sedimentación lacustre. Así, sus flujos, más o menos caudalosos, sobre todo si son concentrados, remobilizan en los puntos surgentes ciertas cantidades de sedimentos lutíticos con las consiguientes implicaciones para el mantenimiento de las cubiertas vegetales. Fenómeno bien conocido en la batimetría de otros ejemplos lacustres, aunque con manantiales más caudalosos, que da lugar a la aparición de ciertos lechos acumulados por la redeposición y que han sido denominados «homogenites» (Morellón *et al.*, 2014).

Entre las surgencias reconocidas destacan las localizadas bajo la barrera de la laguna Batana. Sus dimensiones parecen relacionarse con los caudales circulantes por ellos, donde además confluyen los infiltrados aguas arriba, en la laguna San Pedro (CEDEX, 1998). El examen de este prolongado conducto ofrece un enorme interés para seguir la evolución pretérita de los niveles del agua en las lagunas de Ruidera al

presentar distintos conjuntos de espeleotemas. Estos pudieran testificar dos etapas concreciónales: (i) una bajo condiciones de emersión y con niveles del agua por debajo de los 11 m en la que se desarrollaron las estalactitas emplazadas en sus bordes, y (ii) otra posterior, donde se precipitaron los espeleotemas excéntricos, de morfología coraloide, que recubren a las estalactitas. Dada la doble posibilidad genética —subaérea y/o subacuática— que tiene esta última variedad, queda en duda su origen y edad hasta que la toma de muestras, con permiso de la Dirección del Parque, posibilite el estudio.

En futuros trabajos, otro elemento a investigar se dirigiría a examinar el posible doble juego que pudieran desempeñar las surgencias detectadas en la laguna Pedro. Sobre todo, si se tienen en cuenta, por un lado, los continuos flujos subterráneos que nacen en su vaso y que se desplazan hacia lagunas más bajas y, por otro, las ocasiones en las que recientemente han quedado casi secas en épocas de acentuada sequía. Asimismo, es necesario una investigación exhaustiva y pormenorizada de las comunidades vegetales presentes en el entorno de las surgencias, el inventario de las mismas permitiría comprender la influencia que estos manantiales tienen en la biodiversidad del ámbito de las lagunas.

### Agradecimientos

Deseamos agradecer su ayuda desinteresada a los patrocinadores de la asociación Gemosclera: Tecno Voice, Mares, Fast Industrial y MicroSurvey.



## 5. Referencias

- CEDEX (1998): *Estudio hidrogeológico e isotópico de la Masa de agua subterránea Campo de Montiel*. Informe Técnico CEDEX 52-405-1-034. Madrid, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- COLOMER, J., SERRA, T., SOLER, M. y CASAMITJANA, X. (2002): «Sediment fluidization events in a lake caused by large monthly rainfalls». *Geophysical Research Letters*, 29, 8. <https://doi:10.1029/2001GL014299>
- EUGERCIOS, A. (2013): *Interacciones acuífero-lago y biogeoquímica del nitrógeno en ambientes kársticos*. Madrid, Universidad Complutense de Madrid (UCM).
- FIDALGO, C., DELGADO, P., CRUZ, D. y GONZÁLEZ, J. A. (2018): «La Laguna Conceja (Lagunas de Ruidera): medio natural y fondo subacuático». *Cuadernos Geográficos*, 57(3), 177-199.
- FLEURY, P. (2013): *Sources sous-marines et aquifères karstiques côtiers méditerranéens. fonctionnement et caractérisation*. París, Sciences de l'Environnement. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI, 2005 Français tel-00789234 <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00789234>
- GONZÁLEZ, J. A., ORDÓÑEZ, S., GARCÍA DEL CURA, M. A. y PEDLEY, H. (2014): «Los conjuntos tobáceos en un entorno excepcional: El Parque Natural de las Lagunas de Ruidera», en González, J. A. y González, M. J. (Ed.): Sociedad Española de Geomorfología, 418 págs., 219-236
- HÖTZL, H. (2002): «Karst groundwater protection», en Carrasco, F., Durán, J. J. y Andreo, B. (eds.): *Karst and Environment*. Málaga, Fundación Cueva de Nerja, pp. 33-39.
- JIMÉNEZ, S. (1994): *Lagunas de Ruidera. El río que pasa por mi pueblo*. Ciudad Real, Ediciones Perea.
- MONTERO, E. (2000): *Contribución al estudio de la geometría y los límites del acuífero del Campo de Montiel*. Albacete, Instituto de Estudios Albacetenses.
- MONTERO, E. y RINCÓN P. J. (2004): «Condicionantes geológicos estructurales de la Unidad Hidrogeológica del Campo de Montiel», en VV.AA. *II Jornadas sobre el Medio Natural Albacetense*. Albacete, pp. 627-652.
- MORELLÓN, M., ANSEMETTI, F. S., VALERO-GARCÉS, B., GIRALT, S., Ariztegui, D., SÁEZ, A., MATA, M.P., BERREIRO-LOSTRES, F., RICO, M. y MORENO, A. (2014): «The influence of subaquatic spings in lacustrine sedimentation: origin and palaeoenvironmental significance of homogenites in karstic Lake Banyoles (NE Spain)». *Sedimentary Geology*, 311, 96-111.
- RINCÓN, P. J., MONTERO, E. y VEGAS, R. (2001): «Contexto tectónico del Parque Natural de las Lagunas de Ruidera (Acuífero del Campo de Montiel)». *Geogaceta*, 30, 131-134.

## TENDENCIAS POBLACIONALES DE LA FLORA AMENAZADA VALENCIANA

Simón Fos<sup>1,2</sup>, Miguel Ángel Gómez-Serrano<sup>1,2</sup>, Albert Navarro<sup>1,2,3</sup>, Josep E. Oltra<sup>1,2</sup>, Joan Pérez-Botella<sup>1,2</sup>, Patricia Pérez-Rovira<sup>1,2</sup>, Carlos Peña<sup>1,2,4</sup>, Araucana Sebastián<sup>1,2,4</sup> y Emilio Laguna<sup>1,3</sup>

### Resumen

Los datos de seguimiento de las poblaciones deben ser analizados con programas estadísticos que permitan caracterizar la tendencia de las especies. El análisis que se presenta utiliza el paquete estadístico TRIM para establecer la tendencia poblacional de 111 especies, 80 incluidas en el Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas (CVEFA) y 31 en la categoría de protección inferior (especies protegidas no catalogadas, PNC) durante el periodo 1995-2019. La mayoría de las especies muestran fluctuaciones mínimas, con valores de estabilidad o incremento hasta 2013. A partir de 2014 se observa una fuerte reducción poblacional del conjunto de especies, que coincide con una sequía extraordinaria, acusada escasez de lluvias y persistencia del periodo de aridez que abarcó la mayor parte del año. Este marcado descenso de precipitaciones marcó el inicio de un ciclo bastante regular de declive-recuperación que durante 2018-2019 alcanzó los valores mínimos de la serie temporal de seguimiento.

**Palabras clave** Seguimiento demográfico, flora catalogada, índices multispecies, TRIM, Comunidad Valenciana

### Abstract

Population trends of the Valencian threatened flora

Demographic monitoring data must be analysed with statistical programs that allow characterizing the population trend of the species. The analysis presented uses TRIM statistical package to establish the trend of 111 species, 80 included in the Valencian Catalogue of Threatened Plant Species (VCTPE) and 31 in the lower category of protection (Protected but Non-Catalogued Species, PNC) for the period 1995-2019. Most of the analysed species show minimal fluctuations, with values of stability or increase to 2013. From 2014, a steep population decline is observed. This one coincides with an extraordinary drought period, with a strong lack of rainfall and a prolonged persistence of the dry period, which covers most of the year. This steep decline marks the beginning of a regular decline-recovery cycle that in 2018-2019 reaches the minimum values of the monitoring time series.

**Keywords** Demographic monitoring, catalogued flora, multispecies indices, TRIM, Valencian Community

<sup>1</sup>Generalitat Valenciana [GVA], Servicio de Vida Silvestre y Red Natura 2000, <sup>2</sup>GVA, VAERSA, <sup>3</sup>GVA, Centro para la Investigación y Experimentación Forestal (CIEF), <sup>4</sup>GVA, Centro de Conservación de Especies Dulceacuícolas de la Comunitat valenciana (CCEDCV). \*laguna\_emi@gva.es

## 1. Introducción

El seguimiento demográfico de las especies amenazadas es vital para documentar la evolución de las poblaciones y establecer su estado de conservación. La mayoría de las especies de plantas presentan fluctuaciones poblacionales que pueden ser consecuencia de la propia dinámica de la especie, de las variables climáticas, de las acciones de gestión o de cualquier otro proceso que afecte al desarrollo vegetativo o a los procesos reproductivos de las plantas. Esta heterogeneidad de procesos moduladores del cambio poblacional suele derivar en complicadas dinámicas interanuales que pueden ser difíciles de interpretar a corto-medio plazo, por lo que mantener programas de seguimiento dilatados es la mejor estrategia para obtener estimaciones precisas de la tendencia poblacional (Gauthier *et al.*, 2019). Con este objetivo, el Servicio de Vida Silvestre y Red Natura 2000 de la Generalitat Valenciana mantiene el Programa de Seguimiento de Flora Amenazada de la Comunidad Valenciana (PSFACV) que incluye censos periódicos de una extensa red de poblaciones de plantas amenazadas a nivel regional, y el análisis estadístico de resultados, para fijar las tendencias poblacionales y el grado de vulnerabilidad frente a factores naturales y/o antrópicos. Esta información es necesaria para promover medidas de gestión y conservación, así como para valorar el éxito de las acciones desarrolladas.

El PSFACV incluye 907 unidades de seguimiento (US) de 140 especies (Mapa 1). La prioridad del programa recae sobre las 84 especies del Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas (CVE-FA) presentes en 519 US. El programa se



Mapa 1. Localización de las Unidades de Seguimiento (US) del Programa de Seguimiento de Flora Amenazada de la Comunidad Valenciana (PSFACV).

completa con algunos taxones incluidos en una categoría inferior de protección según la normativa valenciana (especies protegidas no catalogadas, PNC) o de la Directiva Hábitats (DH, anexos II y IV y, por tanto, incluidos en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial —LESPRE—) que son monitorizados de forma menos exhaustiva, pero manteniendo una periodicidad y selección de US para detectar posibles procesos de declive en su estado de conservación.

El paquete estadístico TRIM v3.54 (TRends and Indices for Monitoring data) analiza las tendencias poblacionales a partir de series temporales de censos interanuales. La ventaja de este software es que permite el análisis de series incompletas, situación habitual en los programas de seguimiento (Pannekoek y Van Strien, 2005). TRIM genera modelos que se ajustan a los porcentajes de cambio interanual, permitiendo clasificar las

tendencias resultantes en categorías de incremento, declive, estabilidad o incertidumbre. Adicionalmente, la integración de las tendencias de las diferentes especies permite obtener índices de cambio multiespecies que pueden ser agrupadas por diversos criterios (taxonómico, normativo o ecológico). Este programa utiliza desde hace tiempo para establecer las tendencias de especies amenazadas de fauna (Gregory *et al.*, 2009; Gregory y Van Strien,

2010; Flousek *et al.*, 2015; Lehikoinen *et al.*, 2019), pero hasta ahora no había sido aplicado a estudios de seguimiento de flora.

Este trabajo presenta las tendencias poblacionales obtenidas con TRIM a partir de los datos demográficos del PSFACV hasta 2019. Los valores para cada especie son agrupados con diferentes criterios para analizar las tendencias conjuntas en función de sus características biológicas (biotipos) y ecológicas (hábitat preferente).

## 2. Materiales y métodos

Las especies del PSFACV han sido censadas y cartografiadas periódicamente por técnicos del Servicio de Vida Silvestre y Red Natura 2000 siguiendo la metodología expuesta en Navarro *et al.* (2010). El programa cuenta con la colaboración de agentes medioambientales y técnicos de parques naturales. También se incluyen algunos datos procedentes de fuentes bibliográficas o de comunicaciones directas de investigadores y botánicos aficionados y colaboradores. Las tendencias poblacionales de especies amenazadas se analizan con el *software* estadístico TRIM. El programa estima índices de cambio poblacional anual implementando modelos de regresión log-lineal con términos de error de Poisson que representan el efecto del cambio interanual. El valor del índice en el primer punto temporal (u otro punto considerado como año de referencia) es 1,0 (100 % cuando se transforma en porcentaje), y se toma como referencia para el porcentaje de cambio en los años siguientes. Sus principales ventajas son la posibilidad de incorporar correcciones de sobredispersión y correlación serial, la incorporación de puntos de cambio significativos en las tendencias, y el análisis

de series incompletas de datos. Esta última es muy ventajosa cuando faltan censos de algunos años debido a la falta de muestreo o a la periodicidad plurianual establecida en el PSFACV para el censo de caméfitos y nanofanerófitos. En estos casos, TRIM estima los valores no disponibles para las US y años específicos a partir de los cambios en las restantes US (Gregory *et al.*, 2005). Las tendencias se clasifican en seis categorías, teniendo en cuenta la pendiente imputada (es decir, el valor multiplicativo) y el intervalo de confianza, obtenido a partir del error estándar proporcionado por TRIM: fuerte declive, moderado declive, estable, moderado incremento, fuerte incremento e Incierta (Pannekoek y van Strien, 2005) (Figura 1).

Además de la tendencia de cada especie se analiza la tendencia poblacional que muestra un determinado grupo de especies de forma conjunta. Para obtener estos índices multiespecies se ha calculado la media de los índices de cambio para cada año de todas las especies agrupadas por un nexo biológico (biotipo: terófitos, hemcriptófitos, geófitos y caméfitos-nanofanerófitos) o ecológico (tipo de hábitat preferente: matorrales termo-mesome-

diterráneos, hábitats de montaña (supra y oromediterráneos), costeros, salinos, roquedos y hábitats acuáticos). Los tipos biológicos adoptados para cada especie se corresponden con los establecidos por Mateo y Crespo (2014). Para evitar que las especies con valores extremos del índice de cambio produzcan un sesgo sobre el grupo a evaluar, se utiliza la media geométrica (Gregory *et al.*, 2005), de forma que todas las especies se ponderan por igual en los indicadores. Puesto que no todas las especies disponen de datos desde 1995, se ha utilizado un método de encadenamiento para calcular las medias geométricas, de manera que para cada año se calcula la media solo con las especies que disponen de valores.

### 3. Resultados y discusión

Los censos realizados en la campaña de 2019, unidos a los acumulados de campañas previas, han permitido obtener las tendencias poblacionales de 75 especies (Figura 2). No obstante, la representación conjunta de la tendencia que se expone en los siguientes apartados considera todas las especies que han podido ser analizadas con TRIM, en campañas previas, hasta un valor total de 111 especies (Figura 3).

La mayoría de las especies evaluadas en 2019 (84,0 %) han sido censadas en, al menos, la mitad de sus US conocidas. Este porcentaje se incrementa hasta el 92 % si se consideran las especies censadas en más del 25 % de las US conocidas. Los resultados obtenidos para estas especies confirman una tendencia positiva (fuerte o moderado incremento) en 25 especies (33,3 % de las especies analizadas), estable en 5 (2,7 %), y 34 (45,3 %) con tendencia

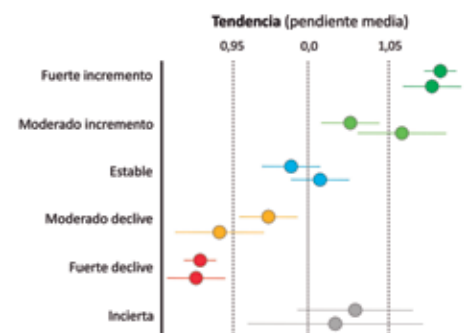


Figura 1. Categorización de la tendencia poblacional en función del factor de pendiente (puntos) y del error estándar (líneas sobre los puntos) respecto a los umbrales de 0,95, 1,0 y 1,05 de tendencia. La posición del punto y su intervalo de confianza determina la clasificación de la tendencia poblacional en una de las categorías indicadas en el eje vertical. Fuente: modificado del manual de ayuda del programa TRIM 3.54.

negativa (declive fuerte o moderado). Las 11 especies restantes (14,7 %) muestran una tendencia incierta (Figura 2). Este grupo incluye especies de emergencia anual —*Elatine brochonii* Clavaud, *Myriophyllum alterniflorum* DC., *Persicaria amphibia* (L.) Gray, *Salsola soda* L.— con fuertes fluctuaciones interanuales y muestran valor 0 algunos años. Esta situación provoca una notable amplitud de los errores estándar que impide una clasificación concreta de la tendencia. Entre las especies con tendencia incierta también se incluyen la jara de Cartagena —*Cistus heterophyllus* subsp. *carthaginensis* (Pau) M. B. Crespo & Mateo— o la rascavieja —*Launaea arborescens* (Batt.) Murb.—, que muestran valores poblacionales muy bajos que se mantienen en el tiempo. En otra situación, pero con el mismo resultado, se encuentran las especies de incorporación reciente al programa de seguimiento —*Armeria fontqueri*

Pau, *Chamaeiris reichenbachiana* (Klatt) M. B. Crespo, *Teucrium campanulatum* L.—, con pocos censos hasta ahora, y *Althenia orientalis* (Tzvelev) García-Mur. & Talavera, que se creía extinguida en la Comunidad Valenciana.

La tendencia general de las especies amenazadas de flora (Figura 3) representa el índice de cambio respecto a 1995, año de referencia para los censos más antiguos. Cabe indicar que el número de especies consideradas fue reducido al principio del periodo analizado (16 especies entre 1995-2000), ascendiendo progresivamente a partir del año 2000 y alcanzado el valor máximo al final del periodo de evaluación, con 111 especies, al acumularse las que en años anteriores a 2019 tenían suficiente número de registros.

La tendencia general para las 111 especies (Figura 3) muestra un comportamiento con fluctuaciones mínimas durante los primeros años, situadas mayoritariamente por debajo del valor de inicio utilizado en la gráfica. Entre 2002 y 2013, la tendencia general se mantiene en valores de estabilidad o incremento. En 2014, se produce un súbito y acusado declive que coincide con una anualidad extraordinariamente seca, con una acusada escasez de lluvias y una prolongada persistencia del periodo de aridez, que abarca la mayor parte del año (Figura 4). La evolución de las precipitaciones fue notablemente anómala respecto a la habitual en la vertiente mediterránea ibérica, faltando el pico primaveral que caracteriza a los diagramas esperables para el territorio valenciano, y especialmente el otoñal del año precedente —véanse los diagramas aportados por Rivas-Martínez (2007)—. Este descenso marca el inicio de un ciclo bastante

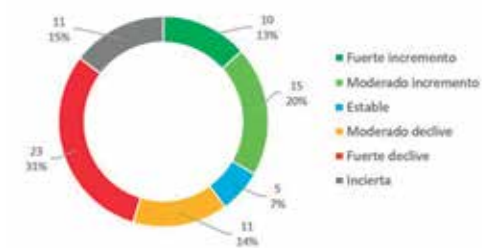


Figura 2. Categorías de tendencia poblacional de las especies amenazadas de flora censadas en 2019. Se indica el número de taxones y el porcentaje relativo en cada categoría para las 75 especies analizadas con TRIM.

regular de recuperación-declive que en 2018-2019 alcanza los valores mínimos de la serie temporal de seguimiento.

El análisis conjunto de las especies agrupadas por diferentes criterios mediante los índices de cambio multiespecies permiten la comparación de las tendencias entre las diferentes agrupaciones, para determinar aquellos que están provocando un declive o incremento más acusado. En el caso de la agrupación por biotipos (criterio biológico), las especies de emergencia anual muestran una notable heterogeneidad en la evolución de sus índices de cambio (Figura 5). Los terófitos y hemicriptófitos presentan una cadencia bastante regular de fluctuaciones interanuales que resulta coincidente en los picos y valles a partir de 2012, aunque los primeros se sitúan en la parte negativa (valores inferiores al valor de referencia), con una profunda caída coincidente con la fuerte sequía de 2014, y los segundos se mantienen en la parte positiva durante la mayor parte del periodo considerado. La evolución paralela de ambos grupos sugiere un efecto equivalente de los factores ecológicos que condicionan el comportamiento fluctuante de sus poblaciones, con consecuencias más acusadas



Figura 3. Índice de cambio de las especies amenazadas de flora para el periodo 1995-2019. La línea discontinua marca el valor 100 donde se inicia la tendencia.

sobre los terófitos cuando concurren condiciones negativas que provocan la total ausencia de ejemplares en diversas especies —*Astragalus oxyglottis* M. Bieb., *Elatine brochonii*, *Solenopsis laurentia* (L.) C. Presl— en varias anualidades.

Los geófitos muestran un comportamiento muy diferente al expuesto para el resto de las especies de emergencia anual, poco compatible con las fluctuaciones interanuales que caracterizan a los terófitos. Su evolución muestra un progresivo declive con variaciones poco acusadas. Estos resultados sugieren que las especies de este grupo no se ven afectadas de la misma manera por las variables ambientales que favorecen las fluctuaciones regulares. De hecho, las estructuras subterráneas de resistencia pueden aportar una inercia que modifica las condiciones favorables o adversas y, en consecuencia, del incremento o reducción del número de ejemplares maduros en un determinado ciclo. Tampoco se puede descartar la posible incidencia de una falta o escasez de reclutamiento que hace que los valores poblacionales estén condicionados por la activación de un mayor

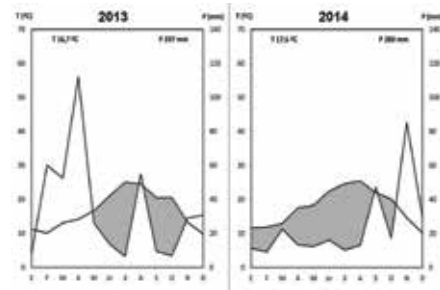


Figura 4. Diagramas ombroclimáticos de 2013 y 2014, obtenidos a partir de los valores medios de temperatura (T) y Precipitación total (P) de la Comunidad Valenciana. La zona sombreada muestra los periodos de aridez estival ( $T > 2P$ ). Se representan los datos medios de toda la red regional de estaciones meteorológicas de AVAMET (<http://www.avamet.org>)

o menor número de bulbos en función de factores ambientales o endógenos.

Por su parte, las especies leñosas (caméfitos y fanerófitos) muestran un comportamiento bastante semejante al indicado para los geófitos, aunque sin claras fluctuaciones interanuales como corresponde a estos biotipos permanentes, y claramente diferenciado de la tendencia general de la flora amenazada (Figura 3). La tendencia de progresivo declive desde 2012 sugiere una mayor incidencia de las anomalías pluviométricas que se vienen produciendo en los últimos años. Su carácter perenne las hace especialmente sensibles a la duración e intensidad de los periodos de aridez que se vienen registrando desde 2014.

Esta diferente respuesta en la dinámica poblacional al déficit de precipitaciones primaverales asociada al biotipo ha sido documentada en otras regiones mediterráneas. Gauthier *et al.* (2019) muestran que el impacto de la escasez de las precipitaciones tiene un efecto directo sobre la dinámica de las plantas anuales, mientras que las especies perennes muestran una

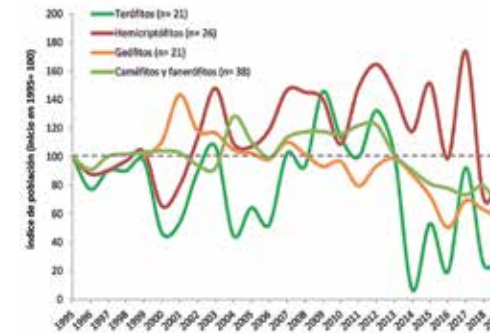


Figura 5. Índice de cambio con respecto a 1995 de las especies amenazadas de flora según sus biotipos.

respuesta tardía al déficit hídrico. Figueroa y Davy (1991) indican, sin embargo, que las precipitaciones durante toda la temporada de crecimiento son mejores predictores de la abundancia de las especies anuales en pastizales que cualquiera de las estaciones por separado. Los terófitos mediterráneos suelen estar adaptados a estos periodos de sequía y pueden responder de forma rápida cuando las condiciones hídricas vuelven a ser favorables, recuperando parcialmente la dinámica poblacional gracias al banco de semillas persistente (Fox *et al.*, 2006). Por el contrario, las plantas mediterráneas perennes suelen presentar estrategias basadas en la persistencia y longevidad adulta, que compensa una alta mortalidad de plántulas en su primer año (Thompson, 2005). Esto podría explicar la ausencia de recuperación de los caméfitos y fanerófitos a partir de la extraordinaria sequía de 2014, frente a los picos poblacionales que muestran los terófitos, geófitos o hemicriptófitos en respuesta a las condiciones hídricas anuales (Figura 5). Otros autores sugieren que la temperatura es un factor con un mayor impacto en la trayectoria demográfica de las plantas anuales, de forma que las temperaturas elevadas tras las primeras lluvias importantes des-

encadenan menores tasas de germinación y crecimiento de la población (Levine *et al.*, 2008). De esta forma, las previsiones de escenarios futuros con mayor recurrencia y severidad de los periodos de sequía en el ámbito mediterráneo (Tramblay *et al.*, 2020), unidos a un incremento progresivo de la temperatura, podrían comprometer la conservación de las plantas anuales amenazadas.

Para evaluar el comportamiento de la flora amenazada según sus hábitats preferentes (criterio ecológico), las especies se han agrupado en 6 tipos: matorrales termo-mesomediterráneos (35 especies), hábitats de montaña (20), hábitats costeros (incluyendo también matorrales y acantilados litorales, 12), roquedos (9), hábitats salinos (saladares y matorrales gipsícolas, 14 especies) y medios acuáticos o ligados a niveles elevados de humedad edáfica (21). Una mayor diversificación de los tipos de hábitats permitiría una clasificación más ajustada de las especies, pero los grupos estarían formados por un número de especies demasiado reducido para obtener resultados válidos.

Las formaciones climatófilas (hábitats de montaña y matorrales termo-mesomediterráneos, Figura 6a), muestran una tendencia positiva durante la mayor parte del periodo analizado, aunque solo las especies propias de las formaciones de montaña mantienen índices de población positivos. Las especies de matorrales más termófilos muestran un descenso muy acusado en 2014, a partir del cual se inicia el ciclo de fluctuaciones que se repite con los criterios expuestos anteriormente, aunque en este caso, las crestas de la fluctuación alcanzan valores positivos respecto al valor de referencia.



Las especies características de formaciones edafófilas (Figura 6b) muestran valores negativos para la mayor parte del periodo considerado, con excepciones puntuales en determinadas anualidades, más o menos frecuentes según los casos. Los medios acuáticos se mantienen en valores decrecientes durante todo el periodo, con una importante recuperación puntual en 2017, probablemente condicionado por el redescubrimiento de *Althenia orientalis*, que se consideraba extinta y que alcanza índices de población extraordinariamente elevados. Por su parte, las especies de medios halófilos (saladares y yesares) muestran un marcado periodo positivo que se inicia en 2007 y se mantiene hasta el declive generalizado de 2014. También son destacables los valores de las especies propias de roquedos, por ser extraordinariamente bajos y por la tendencia de estabilidad o declive de todas las censadas en 2019 —*Antirrhinum valentinum* Font Quer, *Kernera saxatilis subsp. boissieri* (Reut.) Nyman, *Leucanthemum arundanum* (Boiss.) Cuatrec., *Phyllitis sagittata* (DC.) Guinea & Heywood y *Silene hifacensis* Rouy ex Willk—.

Las especies deben ajustar su fenología y distribución de acuerdo a los nuevos cambios en las condiciones ambientales (Parmesan, 2006). Las previsiones de modificación en los regímenes de temperatura y precipitación en el contexto actual de cambio climático pronostican la desaparición de las especies adaptadas a condiciones de alta montaña, y la necesidad de ascensión en cota de las de altitudes inferiores (Thuiller *et al.*, 2005; Williams *et al.*, 2007; Dirnböck *et al.*, 2011). A pesar de esta tendencia general, encontramos que las especies de montaña tuvieron tendencias más positivas que las del

conjunto de los matorrales termo-mesomediterráneos (Figura 6a). Diversos autores coinciden en que las montañas mediterráneas son relativamente húmedas y la precipitación no es el principal factor limitante para el crecimiento de la vegetación (Gazol *et al.*, 2017; Keenan *et al.*, 2011; Vicente-Serrano *et al.*, 2015). En este contexto, las áreas mediterráneas situadas a menor altitud estarían sufriendo una mayor severidad de los periodos de sequía (Tramblay *et al.*, 2020), que justificaría las tendencias poblacionales más fluctuantes y negativas observadas en las especies termo-mesomediterráneas.

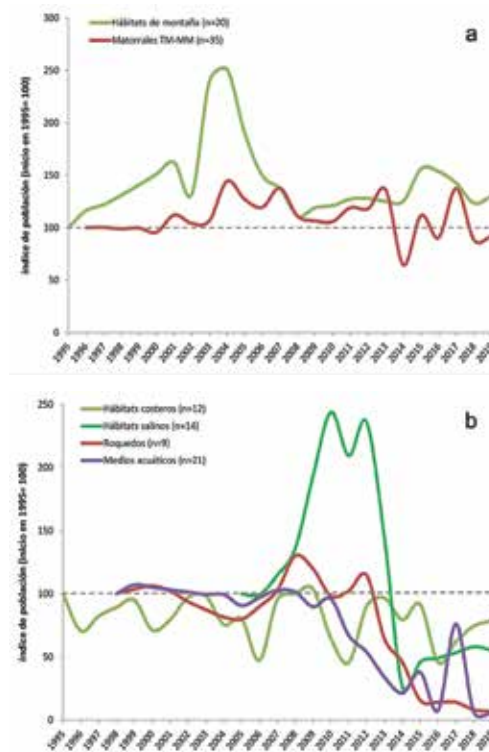


Figura 6. Índice de cambio de las especies amenazadas según su hábitat preferente: a) matorrales termo-mesomediterráneos (TM-MM) para el periodo 1995-2019 y hábitats de montaña (1996-2018); b) hábitats costeros (1995-2019), roquedos (1995-2019), medios acuáticos (1998-2019) y hábitats salinos (2005-2018).

## 4. Conclusiones

El análisis estadístico de los datos demográficos de 111 especies amenazadas valencianas entre 1995 y 2019 ha detectado un descenso brusco de las tendencias poblacionales causada por la grave sequía de los años 2013-2014, tras la que los taxones aún no han podido recuperar sus valores poblacionales. Se ha detectado un comportamiento diferencial entre las plantas de ciclo más corto (terófitos y hemicriptófitos) caracterizados por fluctuaciones más intensas en sus tendencias poblacionales, y las de ciclo largo (geófitos y plantas leñosas), que exhiben menor intensidad. Igualmente, se observan modelos diferenciados entre las comunidades climatófilas (matorrales y hábitats de montaña) cuyos índices poblacionales se acercan a tendencias de mayor estabilidad y crecimiento poblacional. Por su parte, las edafófilas (hábitats costeros, salinos, acuáticos y rupícolas) mostraron mayores fluctuaciones y un descenso más acusado de los niveles poblacionales a partir de 2014.

Comprender la dinámica de las poblaciones de especies de plantas amenazadas es fundamental para diseñar las

acciones de conservación que deben garantizar su supervivencia a largo plazo y el seguimiento demográfico es una de las herramientas básicas para este propósito (Marsh y Trenham, 2008; Gauthier *et al.*, 2019). La obtención de tendencias a partir de paquetes estadísticos facilita la interpretación de las dinámicas poblacionales observadas. En este contexto, el trabajo que se presenta permite considerar que el paquete estadístico TRIM resulta efectivo para detectar los cambios interanuales y su dirección, categorizando los resultados en sencillas clases de tendencia que pueden ser comparados entre sí. Los porcentajes de cambio interanual obtenidos con este *software* para cada taxón permiten, además, su integración en índices de cambio multiespecies que pueden ayudar a interpretar la trayectoria demográfica de un conjunto de especies agrupadas por características biogeográficas o biológicas. Ambos niveles de análisis, individual y multiespecies, enriquecen la información sobre las especies amenazadas y facilitan la toma de decisiones en conservación.

## Agradecimientos

Los autores quieren expresar su agradecimiento a las Brigadas Natura 2000, agentes medioambientales, técnicos de parques naturales y otras personas, así como colectivos que colaboran con el Programa de Seguimiento de Flora Amenazada de la Comunidad Valenciana. Igualmente, al Dr. Juan Jiménez Pérez, jefe de servicio de Vida Silvestre y Red Natura 2000 de la Generalitat valenciana, por la revisión de los informes y trabajos utilizados para generar el artículo. Los autores también agradecen a los revisores por sus comentarios y observaciones que han contribuido a mejorar el manuscrito.

## 5. Referencias

DIRNBÖCK, T., ESSL, F. y RABITSCH, W. (2011). «Disproportional risk for habitat loss of high-altitude endemic species under climate change», *Glob. Change Biol.*, 17, 990-996. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02266.x>

- FIGUEROA, M. E. y DAVY, A. J. (1991): «Response of Mediterranean grassland species to changing rainfall», *J. Ecol.*, 79, 925–941. <https://doi.org/10.2307/2261089>
- FLOUSEK, J., TELENSKÝ, T., HANZELKA, J. y REIF, J. (2015): «Population Trends of Central European Montane Birds Provide Evidence for Adverse Impacts of Climate Change on High-Altitude Species», *Plos ONE*, 10, e0139465. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0139465>
- FOX, L.R., STEELE, H. N., HOLL, K.D., & FUSARI, M.H. (2006): «Contrasting demographics and persistence of rare annual plants in highly variable environments», *Plant Ecol.*, 183, 157–170. <https://doi.org/10.1007/s11258-005-9014-2>
- GAUTHIER, P., PONS, V., FISOGNI, A., MURRU, V., BERJANO, R., DESSENA, S., MACCIONI, A., CHELO, C., DE MANINCOR, N., DONCIEUX, A., PAPUGA, G. Y THOMPSON, J. D. (2019): «Assessing vulnerability of listed Mediterranean plants based on population monitoring», *J. Nat. Conserv.*, 52, 125758. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2019.125758>
- GAZOL, A., SANGUESA-BARREDA, G., GRANDA, E. y CAMARERO, J. J. (2017): «Tracking the impact of drought on functionally different woody plants in a Mediterranean scrubland ecosystem», *Plant Ecol.*, 218, 1009–1020. <https://doi.org/10.1007/s11258-017-0749-3>
- GREGORY, R.D. y VAN STRIEN, A. J. (2010): «Wild bird indicators: using composite population trends of birds as measures of environmental health», *Ornithol. Sci.*, 9, 3–22. <https://doi.org/10.2326/osj.9.3>
- GREGORY, R. D., VAN STRIEN, A. J., VORISEK, P., GMELIG, A.W., Noble, D.G., FOPPEN, R. y GIBBONS, D.W. (2005): «Developing indicators for European birds». *Phil. Trans. R. Soc. B*, 360 (1454), 269–288. <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1602>
- Gregory, R. D., Willis, S. G., Jiguet, F., Vofříšek, P., Klvaňová, A., van Strien, A., Huntley, B., Collingham, Y.C., Couvet, D. y Green, R.E. (2009): «An Indicator of the impact of climatic change on European bird populations», *Plos ONE*, 4, e4678. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0004678>
- KEENAN, T., MARIA SERRA, J., LLORET, F., NINYEROLA, M. y SABATÉ, S. (2011): «Predicting the future of forests in the Mediterranean under climate change, with niche— and process-based models: CO2 matters!», *Glob. Change Biol.*, 17, 565–579. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02254.x>
- LEHIKÖINEN, A., BROTONS, L., CALLADINE, J., CAMPEDELLI, T., ESCANDELL, V., FLOUSEK, J., GRUENEBERG, C., HAAS, F., HARRIS, S., HERRANDO, S., HUSBY, M., JIGUET, F., ATLE KÁLÁS, J., LINDSTRÖM, A., LORILLIÈRE, R., MOLINA, B., PLADEVALL, C., CALVI, G., SÄTTLER, T.H., Schmid, H., Sirkiä, P. M., Teufelbauer, N. y TRAUTMANN, S. (2019): «Declining population trends of European mountain birds», *Glob. Change Biol.*, 25, 577–588. <https://doi.org/10.1111/gcb.14522>
- LEVINE, J. M., MCEACHERN, A.K. y COWAN, C. (2008): «Rainfall effects on rare annual plants», *J. Ecol.*, 96, 795–806. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01375.x>
- MARSH, D. M. y TRENHAM, P.C. (2008): «Current trends in plant and animal population monitoring», *Conserv. Biol.*, 22(3), 647–655. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.00927.x>
- MATEO, G. y CRESPO, M. B. (2014): Claves ilustradas para la Flora Valenciana. Monografías de Flora Montiberica, 6. Jaca, Jolube Consultor Botánico y Editor.
- NAVARRO, A. J., OLTRA, J.E., PÉREZ BOTELLA, J., PÉREZ ROVIRA, P. y LAGUNA, E. (2010): «Cartografía de poblaciones de taxones del Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas», en GIMÉNEZ FONT, P., MARCO MOLINA, J. A., MATARREDONA, E., PADILLA, A. y A. SÁNCHEZ PARDO (Coord.): *Biogeografía: una ciencia para la conservación del medio. VI Congreso Español de Biogeografía*. Alicante, Universidad de Alicante, pp. 99–107.
- PANNEKOEK, J. y VAN STRIEN, A. J. (2005): TRIM 3 Manual (TRENds and INdices for Monitoring data). Voorburg, Statistics Netherlands. <https://www.cbs.nl/en-gb/society/nature-and-environment/indices-and-trends--trim-->
- PARMESAN, C. (2006): «Ecological and evolutionary responses to recent climate change», *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 37, 637–669. <https://doi.org/10.2307/annurev.ecolsys.37.091305.30>
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. (2007): «Mapa de series, geoseries y geopermaseries de vegetación de España [Memoria del mapa de vegetación potencial de España], Parte I». *Itinera Geobotanica*, 17, 5–436. [https://floramontiberica.wordpress.com/itinera-geobotanica\\_17\\_2007/](https://floramontiberica.wordpress.com/itinera-geobotanica_17_2007/)
- THOMPSON, J. D. (2005): *Plant evolution in the Mediterranean*. Oxford, Oxford University Press.
- TRAMBLAY, Y., KOUTROULIS, A., SAMANIEGO, L., VICENTE-SERRANO, S. M., Volaire, F., Boone, A., LE PAGE, M., LLASAT, M. C., ALBERGEL, C., BURAK, S., CAILLERET, M., KALIN, K.C., DAVI, H., DUPUY, J. L., GREVE, P., GRILLAKIS, M., HANICH, L., JARLAN, L., MARTIN-STPAUL, N., MARTÍNEZ-VILALTA, J., MOUILLOT, F., PULIDO-VELAZQUEZ, D., QUINTANA-SEGÚI, P., RENARD, D., TURCO, M., TÜRKES, M., TRIGO, R., VIDAL, J. P., VILAGROSA, A., ZRIBI, M. y POLCHER, J. (2020): «Challenges for drought assessment in the Mediterranean region under future climate scenarios», *Earth-Sci. Rev.*, 210, 103348. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103348>
- THULLER, W., LAVOREL, S., ARAÚJO, M. B., SYKES, M.T. y PRENTICE, I.C. (2005): «Climate change threats to plant diversity in Europe», *PNAS*, 102, 8245–8250. <https://doi.org/10.1073/pnas.0409902102>
- VICENTE-SERRANO, S. M., CAMARERO, J. J., ZABALZA, J., SANGUESA-BARREDA, G., LÓPEZ-MORENO, J. I. y TAGUE, C.L., (2015): «Evapotranspiration deficit controls, net primary production and growth of silver fir: implications for Circum-Mediterranean forests under forecasted warmer and drier conditions», *Agric. For. Meteorol.*, 206, 45–54. <https://doi.org/10.1016/j.agformet.2015.02.017>
- WILLIAMS, J. W., JACKSON, S. T. y KUTZBACH, J. E. (2007): «Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD», *PNAS*, 104, 5738–5742. <https://doi.org/10.1073/pnas.0606292104>

## BIOGEOGRAFÍA APLICADA AL ESTUDIO DE ENFERMEDADES ZONÓTICAS: ANTICIPANDO LA LOCALIZACIÓN DE LOS BROTES DEL VIRUS DEL NILO OCCIDENTAL EN ESPAÑA

José-María García-Carrasco<sup>1</sup>, Antonio Román Muñoz<sup>2</sup>, Jesús Olivero<sup>3</sup> y Raimundo Real<sup>4</sup>

### Resumen

El virus del Nilo Occidental es un patógeno que se transmite entre las aves por medio de mosquitos. Mientras que las aves son los reservorios de este virus, humanos y caballos pueden sufrir desde cuadros febriles hasta una enfermedad neuroinvasiva. En 2020 se produjo el mayor brote acontecido hasta la fecha en España, en el que se dieron 77 casos y 7 muertes. A partir de los casos detectados en el año 2020, en humanos y caballos, se han elaborado modelos de distribución para determinar qué condicionantes ambientales influyeron en la aparición de brotes. Ponemos de manifiesto la importancia de los caballos como centinelas, puesto que estos han permitido predecir los casos en humanos. Al mismo tiempo se ha detectado que los patrones espaciales de las zonas favorables para presentar casos se corresponden con las principales cuencas hidrográficas del país, lo que pone de manifiesto la importancia de gestionar la enfermedad a nivel de cuencas.

**Palabras clave** *favorabilidad, modelos de distribución, patogeografía, predicción, zoonosis*

### Abstract

Application of biogeography to the study of zoonotic diseases: Anticipating the location of West Nile virus outbreaks in Spain

West Nile virus is a pathogen transmitted between birds by mosquitoes. While birds are the reservoirs for this virus, humans and horses can suffer from feverish symptoms to neuroinvasive disease. In 2020, Spain experienced the largest outbreak occurred to date, in which there were 77 cases and 7 deaths. Based on the cases detected in 2020, in humans and horses, distribution models have been developed to determine what environmental factors influenced the appearance of outbreaks. We highlight the importance of horses as sentinels, since they have made it possible to predict cases in humans. At the same time, it has been detected that the spatial patterns of the favourable areas for presenting cases correspond to the main hydrographic basins of the country, which highlights the importance of managing the disease at the basin level.

**Keywords** *distribution models, favourability, pathogeography, prediction, zoonoses*

<sup>1,2,3,4</sup>Grupo de Biogeografía, Diversidad y Conservación, Departamento de Biología Animal, Universidad de Málaga, Facultad de Ciencias, Campus de Teatinos s/n, 29071, Málaga, España.

<sup>1</sup>jmgc@uma.es, <sup>2</sup>roman@uma.es, <sup>3</sup>jesusolivero@uma.es, <sup>4</sup>rrgimenez@uma.es

## 1. Introducción

De los patógenos que afectan al ser humano la mayoría (61 %) son de origen animal, motivo por el que se los conoce como patógenos zoonóticos. Se trata de virus, bacterias, parásitos y hongos que son transmitidos directa o indirectamente desde un reservorio animal hacia el ser humano (Taylor *et al.*, 2001). Atendiendo a la Organización Mundial de la Salud, las zoonosis son uno de los principales agentes que afectan a la economía y la salud a escala global (World Health Organization, 2005), ya que más del 70 % de las enfermedades infecciosas emergentes son de origen zoonótico (Jones *et al.*, 2008, Wang y Crameri, 2014). El virus del Nilo Occidental (en adelante VNO) se transmite entre las aves por medio de mosquitos, generalmente del género *Culex*. Las aves actúan como reservorios naturales del virus, mientras que humanos y caballos son hospedadores accidentales, sin capacidad de transmitir el virus a mosquitos, pero que pueden desarrollar cuadros febriles, e incluso desembocar

en una enfermedad neuroinvasiva que llega en los peores casos a la muerte. Aunque el virus ha estado circulando en Europa desde 1950, no fue hasta 2010 cuando se detectó el primer brote en España, entre equinos y humanos. Aunque en caballos los brotes se han producido con cierta periodicidad, en humanos no se volvieron a registrar hasta 2016. En 2020 tuvo lugar el mayor brote acontecido hasta la fecha, concentrado en dos focos de Andalucía y Extremadura. Fueron un total de 77 casos detectados, entre los que se incluyeron 7 personas muertas.

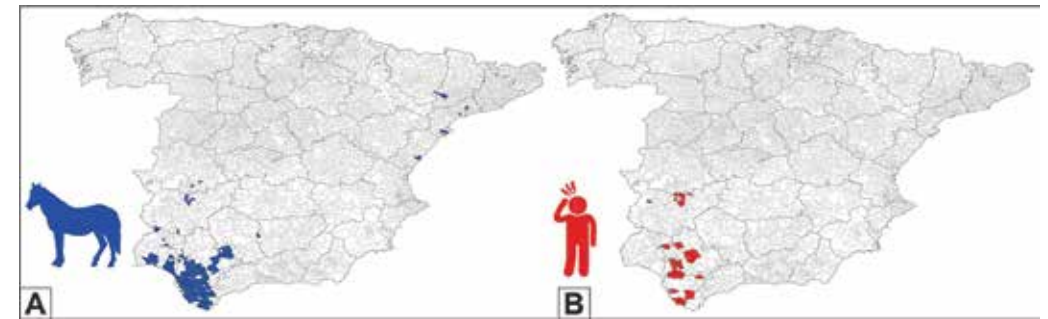
El objetivo del presente trabajo es identificar las áreas que son ambientalmente favorables para la manifestación de casos por el VNO en España. De este modo se podrían implementar mecanismos de alerta temprana, para contribuir a una mejor planificación de las medidas de vigilancia y al desarrollo de políticas de prevención en las zonas de riesgo antes de que se den los brotes.

el Centro de Coordinación de Alertas y Emergencias Sanitarias (Rodríguez-Alarcón *et al.*, 2020). La proyección de las presencias de los casos por VNO sobre el área de estudio se ha hecho mediante el sistema de información geográfica ArcGis Desktop 10.7 (Mapa 1).

## 2. Métodos

### 2.1. Área de estudio y base de datos

El área de estudio está conformada por la España peninsular y la unidad de estudio es el municipio. Se construyó una base de datos en la que se identificaron todos los municipios y se consignaron aquellos en los que se registró algún caso de VNO durante el año 2020. Se tuvieron en cuenta tanto los casos detectados en humanos, como aquellos detectados en caballos, recogidos por



Mapa 1. Distribución de los casos por virus del Nilo Occidental en caballos (A) y en humanos (B) en el área de estudio en el año 2020.

### 2.2. 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 casos de VNO) y variables independientes (variables ambientales, ver Tabla 1). El resultado de cada regresión ha sido un valor de probabilidad ( $P$ ) para cada municipio, en función de las variables independientes seleccionadas del conjunto inicial de variables, 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. Partiendo de los valores de probabilidad, y mediante la aplicación de la función de favorabilidad, descrita por Real *et al.* (2006):

$$F = \frac{P}{1 - P} \cdot \frac{\binom{n1}{n0} + \binom{P}{1-P}}$$

se ha calculado un valor de favorabilidad ( $F$ ) para cada municipio. Dicho valor representa el grado en el que las condiciones (referidas a las variables inde-

pendientes) favorecen la ocurrencia de un suceso determinado (en este caso, la presencia de casos de VNO), con valores que oscilan entre 0 y 1. El valor de  $n_1$  representa el número de municipios en los que se han registrado brotes, y el de  $n_0$  el número de municipios donde no se ha detectado el virus.

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 de 0,8 se ha eliminado la que presentaba menor relación con la variable dependiente, atendiendo a una prueba de puntuación.

Para minimizar el error tipo I, se ha procedido a calcular la tasa de descubrimiento falso (Benjamini y Hochberg, 1995). 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. Solo las variables con significación menor que  $\alpha/V$



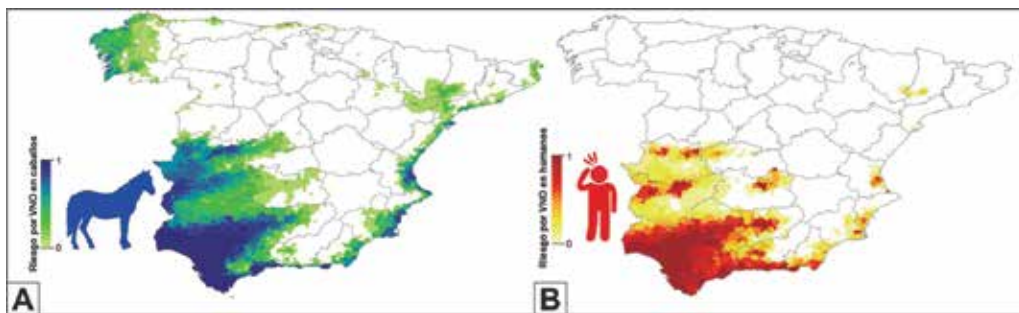
—donde «i» es la posición de la variable en el orden referido, «q» la significación umbral ( $q = 0,05$ ), y «V» el número total de variables— han sido utilizadas como variables explicativas en el modelo.

Una vez obtenidos los modelos de riesgo de presencia de VNO en caballos y en humanos, se evaluó la capacidad de clasificación y discriminación

de estos. Como umbral de clasificación se usó el valor de  $F=0,5$ , y se calculó la sensibilidad, especificidad, Kappa de Cohen, la tasa de clasificación correcta (Fielding y Bell, 1997), la sobrepredicción y la infrapredicción (Barbosa *et al.*, 2013). El poder de discriminación de los modelos se evaluó con el área bajo la curva ROC (Lobo *et al.*, 2008).

### 3. Resultados

Los mapas 2.A y B representan el grado de favorabilidad, en los municipios españoles, para la aparición de brotes por el VNO en caballos y humanos, respectivamente.



Mapa 2. Modelo de riesgo para los brotes por virus del Nilo Occidental en caballos (A) y en humanos (B) en el área de estudio.

#### 3.1. Modelo de riesgo por virus del Nilo Occidental en caballos

Tras descartar variables del total inicial (Tabla 1) por no superar la multicolinealidad y la tasa de descubrimiento falso, el modelo de riesgo para la distribución de brotes por VNO en caballos escogió entre las restantes en el proceso de regresión logística por pasos. Estas fueron tres variables ambientales: zonas de baja altitud, baja pendiente e

irregularidad en la precipitación (Tabla 2). Las zonas de mayor riesgo se encuentran en el cuadrante suroccidental de la Península con amplias extensiones en Huelva, Sevilla y Cádiz. Además de la zona costera del levante peninsular.

Tipo	Subtipo	Abreviación	Nombre
Humanas	Concentración humana	dens. pob distcenpob	Densidad poblacional[1] Distancia a centros poblados[2]
	Ganado[3]	fao_vaca fao_pollo fao_pato fao_cabra fao_caballo fao_cerdo fao_oveja	Densidad de vacas Densidad aves de corral Densidad patos Densidad de cabras Densidad equinos Densidad cerdos Densidad de ovejas
	Infraestructura	dist_carretera cor_urban cor_vías cor_verd_Urban	Distancia a carreteras[4] Tejido urbano continuo[5] Tejido urbano discontinuo[5] Unidades industriales o comerciales[5] Lugares de construcción[5] Redes de carreteras y ferrocarriles[5] Áreas verdes urbanas[5]
	Agricultura[5]	cor_secano cor_arroz cor_regadio cor_het_cult cor_agr_veg cor_agrfores irrigación	Tierra arable no irrigada Viñedos Oliveros Cultivos anuales asociados con cultivos permanentes Arrozales Tierras permanentemente irrigadas Árboles frutales y plantaciones de bayas Pastos Patrones de cultivos complejos Tierras agrícolas con áreas de vegetación natural Zonas agroforestales % áreas equipadas con irrigación
	Ecosistemas[5]	cor_broadleaf cor_conif cor_mix_bosq cor_past cor_paramo cor_scler cor_trans cor_spars_veg cor_marism_in cor_turb	Bosques de hoja ancha Bosque de coníferas Bosque mixto Pastizales naturales Páramo y brezales Vegetación esclerófila Arbusto de bosque transitorio Zonas de poca vegetación Marismas de interior Turberas
No humanas	Hidrográficas	cor_marism cor_salin cor_interm cor_rio cor_agua cor_lag_cost cor_estuar dist_rio	Marismas[5] Salinas[5] Planicies intermareales[5] Ríos[5] Cuerpos de aguas[5] Lagunas costeras[5] Estuarios[5] Distancia a ríos[6]
	Topográficas	alt pend	Altitud[7] Pendiente[8]
	Climáticas[9]	PAnn Tann TJan TJul Tmax Tmin CVP RT SID SIS	Precipitación media anual Temperatura media anual Temperatura media de Enero Temperatura media de Julio Temperatura máxima del mes más cálido Temperatura mínima del mes más frío Coeficiente de variación de la precipitación Rango de temperatura Irradiación solar directa Irradiación solar global

Tabla 1. Variables usadas en los modelos de riesgo.



[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 & 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](http://www.cger.nies.go.jp/db/gdbd/gdbd_index_e.html)).

	Variables	Relación	Wald
Caballos	Altitud	-	16,208
	Pendiente	-	4,331
	Coeficiente de variación de la precipitación	+	81,493
Humanos	Irradiación solar directa	+	4,547
	Marisma interior	+	5,140
	Irrigación	+	24,577

Tabla 2. Variables incluidas en el modelo de riesgo por virus del Nilo Occidental en caballos y en humanos. Los signos muestran la relación, positiva o negativa, de las variables de los modelos y la favorabilidad. El parámetro Wald indica el peso relativo de cada variable en el modelo.

### 3.2. Modelo de riesgo por virus del Nilo Occidental en humanos

Al igual que en el modelo de riesgo para brotes en caballos la irregularidad en la precipitación fue una importante variable explicativa, junto con la alta irradiación directa para explicar los casos en humanos. Además, el tipo de cobertura también contribuyó a explicar los casos. Estas fueron las zonas equipadas con sistema de irrigación y marismas de interior (Tabla 2). Al igual que en el riesgo para caballos, las zonas de mayor riesgo se encuentran en las zonas de Andalucía y Extremadura. Sin embargo, el total de zonas identificadas de riesgo alto fue menor que en el caso de los caballos.

### 3.3. Evaluación de los modelos

La capacidad de clasificación y discriminación de los modelos se evaluó en base a las presencias de los casos con los que fueron elaborados, es decir, el modelo de riesgo por VNO en caballos se evaluó con los casos detectados de virus en caballos, así como el modelo de riesgo por VNO en humanos se evaluó con los casos de virus detectados en humanos. De igual forma, se evaluó la capacidad de cada modelo para clasificar y discriminar las presencias del virus en el hospedador opuesto. Esto es, evaluar el modelo en caballos con los casos del virus en humanos y, viceversa, evaluar el modelo en humanos con los casos del virus en caballos. De esta forma se puede comprobar cómo de útil sería utilizar los casos por el virus en caballos para predecir los casos en humanos, y viceversa.

Los modelos evaluados con los datos con los que fueron elaborados mostraron una gran sensibilidad para los casos en caballos (0,88) y para los casos en humanos (1), así como una alta especificidad, ambos mayores a 0,89. La discriminación fue elevada en ambos, con un área bajo la curva superior a 0,96 en los dos modelos (Tabla 3).

Los modelos evaluados con los datos de los hospedadores opuestos no difirieron mucho de los originales. Ambos mostraron con una gran sensibilidad (mayor a 0,83) y especificidad (mayor a 0,89). Es destacable que el modelo en caballo clasificó correctamente todas las presencias de casos en humanos (sensibilidad = 1) y discriminó de un modo similar los casos en humanos (0,985 frente a 0,989) (Tabla 3).

	Modelo en caballos		Modelo en humanos	
	Evaluado con casos en caballos	Evaluado con casos en humanos	Evaluado con casos en humanos	Evaluado con casos en caballos
Kappa	0,098	0,050	0,082	0,148
Sensibilidad	0,883	1	1	0,833
Especificidad	0,894	0,891	0,933	0,935
TCC	0,894	0,891	0,933	0,935
Infrapredicción	0,001	0	0	0,001
Sobrepredicción	0,941	0,971	0,954	0,912
ROC	0,969	0,985	0,989	0,955

Tabla 3. Evaluación de la clasificación y discriminación de modelos en humanos y en caballos con los casos de virus del Nilo Occidental en humanos y en caballos.

## 4. Discusión

Uno de los principales retos sanitarios actuales consiste en la prevención y el control de enfermedades emergentes. Es algo que ha quedado patente con la reciente pandemia de COVID-19. El VNO es un problema creciente de salud pública (Barrett, 2018), y dado que, hasta la fecha, no hay vacuna para humanos (Ulbert, 2019), conocer las áreas más propensas para el desarrollo de brotes es de gran utilidad para la gestión sanitaria. Esta aproximación biogeográfica de la enfermedad se basa en el hecho de que ciertos ambientes y variables

ambientales y/o humanas pueden favorecer la aparición de brotes.

A pesar de estar formados por diferentes variables explicativas, tanto el modelo de riesgo por VNO en caballos como en humanos no difieren en gran medida en cuanto a su representación cartográfica. La diferencia principal es que el modelo en caballos presenta áreas de riesgos elevados en el noroeste. Es destacable que el modelo elaborado con casos en caballos podría también ser utilizado para predecir las zonas con un riesgo elevado por pre-

sencia de VNO en humanos. Esto queda, además, avalado por la evaluación de los modelos, ya que el modelo que usó las presencias de casos en caballos resultó ser muy similar al que usó los propios casos en humanos, y ambos clasificaron correctamente todos los casos por virus en humanos.

Diferentes especies de aves de la familia *Corvidae* han sido utilizadas previamente como centinelas para la detección del VNO, dado que el virus desarrolla en ellas una enfermedad grave que provoca una alta mortalidad (Reed *et al.*, 2003). De acuerdo con nuestros resultados, los caballos constituyen también unos ideales centinelas para detectar la presencia del virus. El modelo elaborado únicamente con los casos en caballos, predice correctamente los casos de VNO en humanos durante el periodo de transmisión de 2020. Mientras que en el 2020 los casos en humanos tan solo se produjeron en el cuadrante suroccidental, los casos en caballos abarcaron una extensión mayor, ya que incluyeron el mismo cuadrante (pero con mayor extensión) y zonas del noreste peninsular (Mapa 1).

Los caballos, al igual que los humanos, son fondos de saco epidemiológicos, es decir, que pueden padecer la enfermedad, pero no pueden transmitirla. Las infecciones tanto en unos como en otros se producen cuando el virus sale del ciclo ave-mosquito-ave. Por tanto, no sería descartable que, en el noreste peninsular, una vez producidas estas salidas de ciclo, se viesen afectados también humanos, a pesar de no haberse detectado, ya que el 80 % de los casos en humanos son asintomáticos. No solo la presen-

cia de casos en caballos en el noreste peninsular hace pensar que se estén produciendo casos en humanos en la zona. El modelo elaborado con los casos en humanos, pese a estar todos ellos en el suroeste de España, detecta zonas favorables para la presencia del virus en el noreste de España (Mapa 2.B). Además, las zonas favorables para casos en humanos en el noreste peninsular se encuentran en los mismos municipios, o cercanos, a aquellos que experimentaron casos en caballos, como los municipios de Lleida, Amposta y Castelló de la Plana (Mapa 1.A).

La relación entre caballos y casos por VNO en humanos también ha sido probada a nivel europeo. García-Carrasco *et al.* (2021a) ya pusieron de manifiesto que la densidad de caballos favorece la aparición de brotes en humanos. Además, en 2018 se detectaron por primera vez casos por VNO entre equinos en Alemania en las mismas regiones, y colindantes, en las que un año más tarde se detectaron por primera vez casos en humanos (Ziegler *et al.*, 2019, García-Carrasco *et al.*, 2021a). Dado que los caballos pueden llegar a estar más expuestos a las picaduras del vector, destacamos el papel de los équidos en el Programa de Vigilancia de la Fiebre del Nilo Occidental (Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, 2021) para dar una respuesta eficaz y temprana que permita la puesta en marcha de medidas específicas.

También cabe destacar el papel de las cuencas fluviales en relación a los brotes por el VNO en España, como ya se puso de manifiesto a nivel europeo (García-Carrasco *et al.*, 2021a). Las zonas de favorabilidad para la presencia

de casos, tanto en humanos, pero más marcadamente en caballos, dibuja un gradiente cartográfico que se corresponde con las cuencas del Guadalquivir, Guadiana, Tajo y la parte baja del Ebro, siendo las zonas más favorables aquellas más cercanas a su desembocadura. Las zonas más bajas de las cuencas concentran mayor disponibilidad de agua, por lo que pueden concentrar a su vez una mayor densidad de vectores y reservorios de la enfermedad. Esto mismo explicaría la menor concentración de casos, y menor favorabilidad, en las zonas más altas de estos ríos principales. De este modo, las cuencas deberían ser consideradas unidades de gestión para la salud pública más allá de las diferentes unidades territoriales que las compongan.

Este tipo de caracterización biogeográfica de la enfermedad es de gran utilidad con vistas a la identificación temprana de aquellas zonas con un riesgo potencial elevado en las que aún no se han detectado casos (García-Carrasco *et al.*, 2021b). Así se pretende contribuir al conocimiento de la ecología vírica de este patógeno reemergente en España, que facilitará el desarrollo de medidas de vigilancia y políticas de prevención en las zonas con mayor riesgo de brotes.

## 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.

## 5. Referencias

- BARBOSA, A. M., REAL, R., MUÑOZ, A. R. y BROWN, J. A. (2013): «New measures for assessing model equilibrium and prediction mismatch in species distribution models». *Divers. Distrib.* 19, 1333–1338. <https://doi.org/10.1111/ddi.12100>
- BARRETT, A. D. T. (2018): «West Nile in Europe: an increasing public health problem». *J. Travel Med.* 25, 1–2. <https://doi.org/10.1093/jtm/tay096>
- BENJAMINI, Y. y HOCHBERG, Y. (1995): «Controlling the False Discovery Rate: A Practical and Powerful Approach to Multiple Testing». *J. R. Stat. Soc.* 57, 289–300
- FIELDING, A. H. y BELL, J. F. (1997): «A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models». *Environ. Conserv.* 24, 38–49. <https://doi.org/10.1017/S0376892997000088>
- GARCÍA-CARRASCO, J.-M., MUÑOZ, A.-R., OLIVERO, J., SEGURA, M. y REAL, R. (2021a): «Predicting the spatio-temporal spread of West Nile virus in Europe». *PLoS Negl. Trop. Dis.* 1–19. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0009022>
- GARCÍA-CARRASCO, J.-M., MUÑOZ, A.-R. y REAL, R. (2021b): «Anticipating the locations in Europe of high-risk areas for West Nile virus outbreaks in 2021». *Zoonoses Public Health* 1–5. <https://doi.org/10.1111/zph.12877>

JONES, K. E., PATEL, N. G., LEVY, M. A., STOREYGARD, A., BALK, D., GITTLEMAN, J. L. y DASZAK, P. (2008): «Global trends in emerging infectious diseases». *Nature* 451, 990–993. <https://doi.org/10.1038/nature06536>

LOBO, J. M., JIMÉNEZ-VALVERDE, A. y REAL, R. (2008): «AUC: A misleading measure of the performance of predictive distribution models». *Glob. Ecol. Biogeogr.* 17, 145–151. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00358.x>

Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. (2021): *Programa de vigilancia fiebre del Nilo Occidental 2021*.

REAL, R., BARBOSA, A. M. y VARGAS, J. M. (2006): «Obtaining environmental favourability functions from logistic regression». *Environ. Ecol. Stat.* 13, 237–245. <https://doi.org/10.1007/s10651-005-0003-3>

REED, K. D., MEECE, J. K., HENKEL, J. S. y SHUKLA, S. K. (2003): «Birds, migration and emerging zoonoses: west nile virus, lyme disease, influenza A and enteropathogens». *Clin. Med. Res.* 1, 5–12. <https://doi.org/10.3121/cm.1.1.5>

RODRÍGUEZ-ALARCÓN, L. G. S. M., SIERRA MOROS, M. J., PÉREZ FORMIGÓ, J., SUÁREZ RODRÍGUEZ, B. y SIMÓN SORIA, F. (2020): «Meningoencefalitis por virus del Nilo occidental en España (2a actualización). Evaluación rápida de riesgo». Minist. Sanidad, Dir. Gen. Salud Pública. Cent. Coord. Alertas y Emergencias Sanit. Madrid 1–12.

TAYLOR, L. H., LATHAM, S. M. y WOOLHOUSE, M. E. J. (2001): «Risk factors for human disease emergence». *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 356, 983–989. <https://doi.org/10.1098/rstb.2001.0888>

ULBERT, S. (2019): «West Nile virus vaccines—current situation and future directions». *Hum. Vaccines Immunother.* 15, 2337–2342. <https://doi.org/10.1080/21645515.2019.1621149>

WANG, L. F. y CRAMERI, G. (2014): «Emerging zoonotic viral diseases». *OIE Rev. Sci. Tech.* 33, 569–581. <https://doi.org/10.20506/rst.33.2.2311>

World Health Organization. (2005): «The control of neglected zoonotic diseases: A route to poverty alleviation». *Report of a Joint WHO/DFID-AHP Meeting with the participation of FAO and OIE*.

ZIEGLER, U., LÜHKEN, R., KELLER, M., CADAR, D., VAN DER GRINTEN, E., MICHEL, F., ALBRECHT, K., EIDEN, M., RINDER, M., LACHMANN, L., HÖPER, D., VINA-RODRIGUEZ, A., GAEDE, W., POHL, A., SCHMIDT-CHANASIT, J. y GROSCHUP, M. H. (2019): «West Nile virus epizootic in Germany, 2018». *Antiviral Res.* 162, 39–43. <https://doi.org/10.1016/j.antiviral.2018.12.005>

## CUANTIFICANDO EL DESEQUILIBRIO LATITUDINAL DE LAS ÁREAS DE DISTRIBUCIÓN DE LAS ESPECIES COMO CONSECUENCIA DEL CAMBIO CLIMÁTICO

Sandro López-Ramírez<sup>1</sup>, Darío Chamorro<sup>2</sup>, Raimundo Real<sup>3</sup>, Antonio-Román Muñoz<sup>4</sup>

### Resumen

La reciente modificación de la distribución de las especies en respuesta a un clima cada vez más cálido supone un cambio biogeográfico importante y generalizado. El objetivo de este estudio es desarrollar una metodología capaz de medir la dinámica de la distribución de las especies bajo el contexto del cambio climático, permitiendo detectar el desequilibrio entre las condiciones climáticas óptimas para la especie y su distribución actual, así como calcular la tasa del desplazamiento. Combinando la modelación biogeográfica mediante la función de favorabilidad con análisis de baricentro de las distribuciones, se evalúa la respuesta al cambio climático de dos especies típicamente africanas, el busardo moro del Atlas y el colirrojo diademado. Este enfoque revela el desequilibrio latitudinal existente entre las distribuciones de las dos especies y el clima, que se cuantifica en 4 y 2.8 km al norte, a una velocidad de 1.3 y 3.4 km/año respectivamente. Es el primer estudio que desarrolla una metodología capaz de detectar dicho desequilibrio y medirlo.

**Palabras clave** *biogeografía, cambio climático, desequilibrio latitudinal, favorabilidad*

**Abstract** Quantifying the latitudinal disequilibrium of the species distributions, as a consequence of climate change

The current modification of species distribution ranges in response to an increasingly warmer climate has constituted a major and generalized biogeographic change. The aim of this study is to develop a methodology to measure the dynamism of the species distributions under the context of climate change, allowing detecting the disequilibrium between the optimal climatic conditions for the species and its current distribution, as well as calculating the displacement rate. Combining biogeographic modelling using the Favourability Function with analysis of the geographic centre of distributions, the response to climate change of two typically African species is evaluated: the Atlas Long-legged Buzzard and the Moussier's redstart. This approach reveals the latitudinal disequilibrium existing between the two species distributions and the climate, which is quantified at 4 and 2.8 km to the north, at a speed of 1.3 and 3.4 km/year respectively. It is the first study to develop a methodology capable of detecting said disequilibrium and measure it.

**Keywords** *biogeography, climate change, favourability, latitudinal disequilibrium.*

<sup>1,2,3,4</sup>Grupo de Biogeografía, Diversidad y Conservación, Departamento de Biología Animal, Universidad de Málaga, Facultad de Ciencias, Campus de Teatinos s/n, 29071, Málaga, España.

<sup>1</sup>sandrolopezramirez@gmail.com, <sup>2</sup>chamorrods@gmail.com, <sup>3</sup>rrgimenez@uma.es, <sup>4</sup>roman@uma.es



## 1. Introducción

La distribución de las especies, tanto en el espacio como en el tiempo, está afectada por diferentes factores: ambientales, biológicos, históricos y antropogénicos (Lomolino *et al.*, 2006). Sin embargo, el clima parece ser el factor más relevante para varios taxones a gran escala (Chamorro *et al.*, 2017, 2021; Sun *et al.*, 2020). A lo largo del último siglo, y especialmente en las últimas décadas, ha habido alteraciones globales que han conducido a un clima más cálido (IPCC, 2014), el cual ha provocado expansiones, reducciones o cambios en la distribución de muchas especies (Chamorro *et al.*, 2017; Lazo-Cancino *et al.*, 2019). En particular, el cambio climático está modificando los márgenes de distribución de especies durante cortos periodos de tiempo, un proceso que es más marcado en especies vágiles como las aves (Castro *et al.*, 2008).

La reacción de las aves al cambio climático mediante modificaciones en su distribución (Elorriaga y Muñoz, 2010) y fenología (Nieto *et al.*, 2018) ha sido ampliamente estudiada durante las últimas décadas. Estas modificaciones son relevantes tanto para las especies que sufren los cambios como para el resto de especies que residen en las áreas, pues en última instancia la composición de la comunidad se ve alterada (Wallingford *et al.*, 2020). Esto agrega incertidumbre al estado futuro de las poblaciones naturales y fuerza adaptaciones en los programas de conservación de especies (Real *et al.*, 2010).

El estrecho de Gibraltar, aunque solo tiene 14 km en su punto más angosto, es un puente difícil de cruzar para mu-

chas especies migratorias (Hahn *et al.*, 2009). Sin embargo, esta barrera está siendo superada actualmente por algunas aves típicamente africanas (Dies *et al.*, 2010; Copete *et al.*, 2015), siendo el sur de la península ibérica un lugar propicio para el establecimiento y como punto focal en la colonización de Europa por estas aves (Chamorro *et al.*, 2016; 2017).

En este estudio, seguimos la metodología desarrollada en Chamorro *et al.* (2020) mediante el empleo de modelación de distribución de especies usando la función de la favorabilidad y análisis de baricentro —centro geográfico del rango de distribución de la especie (Antúnez y Mendoza, 1992)— para analizar el dinamismo de las distribuciones bajo la influencia del cambio climático. Con ello se pretende cuantificar el desequilibrio entre las áreas climáticamente favorables y la distribución actual de las especies, así como medir su tasa de desplazamiento, lo que proporcionará información sobre la ocupación del Paleártico Occidental por aves típicamente africanas. Esta metodología se plantea para dos especies de aves típicamente africanas que han colonizado recientemente el continente europeo, el *busardo moro del Atlas* (*Buteo rufinus cirtensis*) y el *colirrojo diademado* (*Phoenicurus moussieri*).

## 2. Materiales y métodos

### 2.1. Datos de distribución de especies

Los datos de distribución para determinar el área de reproducción del busardo moro del Atlas se obtuvieron de mapas mundiales (Cramp y Simmons, 1980; del Hoyo *et al.*, 1994), ya que hay muy poca información sobre esta especie en el Paleártico occidental (Cramp y Simmons, 1980). Esta información se actualizó utilizando la lista roja de la UICN (IUCN, 2021), e-Bird (<https://ebird.org/species/lolbuz1>) y algunos registros

de Marruecos y España (Chamorro *et al.*, 2017, 2020). Los datos de distribución para determinar el área de reproducción del colirrojo diademado se obtuvieron en su totalidad de e-Bird (<https://ebird.org/species/moured1/>). Se identificaron las OGU de reproducción para cada especie (n1), correspondiéndose 146 para el busardo moro del Atlas y 93 para el colirrojo diademado (Figura 1).

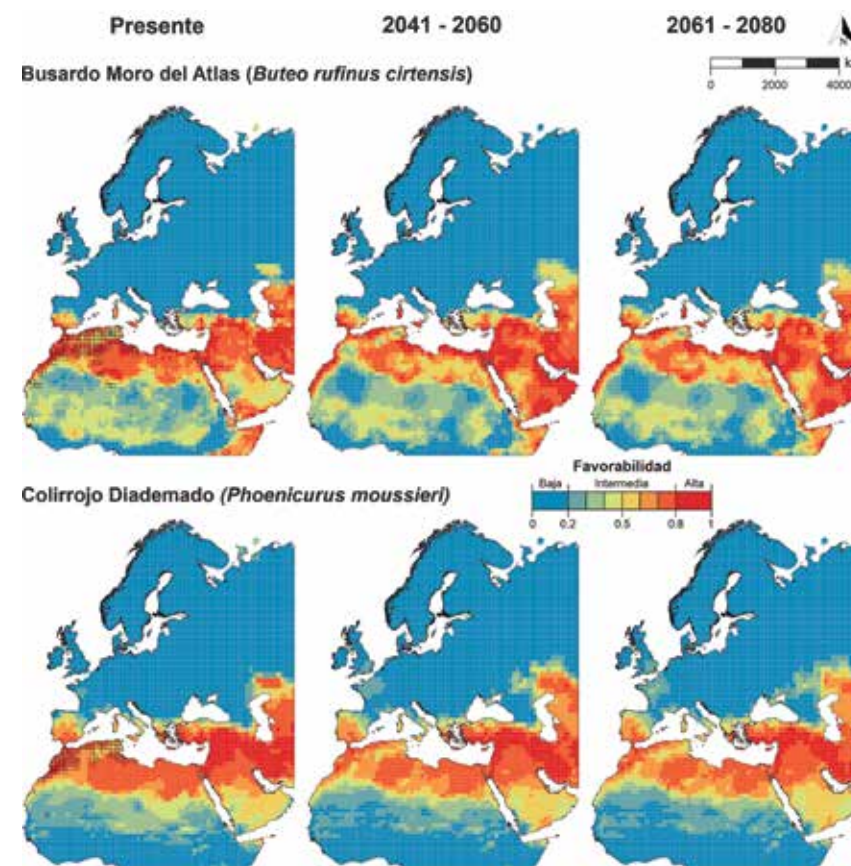


Figura 1. Área de estudio dividido en unidades geográficas operativas (de 1 grado de latitud  $\times$  1 grado de longitud). Se muestran los mapas de favorabilidad para el presente, futuro cercano (2041-2060) y futuro lejano (2061-2080) de las especies estudiadas. Las presencias de cada una de ellas aparecen en el mapa de favorabilidad para el presente (cuadrículas marcadas en negro).



## 2.2. Área de estudio

El área de estudio comprendió la región terrestre entre los 20° 00' O a 60° 00' E y los 09°30'N a 70° 00' N (Figura 1), cubriendo así el Paleártico occidental y los territorios de reproducción actuales de las especies estudiadas. El área de estudio se dividió mediante una malla de cuadrículas de 1 grado de latitud × 1 grado de longitud para obtener unidades geográficas operativas (OGU,  $n = 3839$ ).

## 2.3. Modelación biogeográfica

Para modelar la distribución de estas dos especies se emplearon un total de 21 variables ambientales. Dos de estas variables estuvieron relacionadas con la topografía: altitud (m) y pendiente (°). Las diecinueve variables restantes estuvieron relacionadas con el clima entre 1950 y 2000 (Hijmans *et al.*, 2005): temperatura media anual (°C); rango de temperatura media diario (°C); isotermicidad (%); índice de estacionalidad de temperatura; temperatura máxima del mes más cálido (°C) y mínima del mes más frío (°C); rango de temperatura anual (°C); temperatura media de la estación más húmeda (°C), más seca (°C), más cálida (°C) y más fría (°C); precipitación total anual (mm); precipitación del mes más húmedo (mm) y más seco (mm); coeficiente de variación de la precipitación; precipitación de la estación más húmeda (mm), más seca (mm), más cálida (mm) y más fría (mm).

El modelo ambiental completo de cada una de las especies se obtuvo mediante un procedimiento de regresión logística por pasos hacia delante y hacia atrás, siguiendo la metodología empleada en Chamorro *et al.* (2020). El efecto

de la prevalencia sobre los valores de probabilidad obtenidos se eliminó para conseguir la respuesta pura de las especies a las condiciones ambientales (Gouveia *et al.*, 2020) utilizando la función de favorabilidad (Real *et al.*, 2006).

Los valores futuros esperados de las variables climáticas se obtuvieron para los periodos 2041 a 2060 y 2061 a 2080 (<http://worldclim.org/>). Se emplearon cuatro vías representativas de concentración (RCP) diferentes para proyectar las futuras emisiones de CO<sub>2</sub>: 2.6, 4.5, 6.0 y 8.5 (IPCC, 2014). Con el fin de tener en cuenta otras fuentes de incertidumbre con relación al clima futuro del área de estudio, también se utilizaron dos modelos de circulación global diferentes (GCM): HadGEM2-ES y NorESM1-M (Real *et al.*, 2010). Los valores futuros de favorabilidad climática se obtuvieron reemplazando en el *logit* ( $y$ ) de la ecuación de favorabilidad (Real *et al.*, 2006) los valores presentes de las variables climáticas por los valores futuros esperados según cada RCP y GCM y para cada periodo de tiempo futuro (Real *et al.*, 2010). Se obtuvo una predicción por conjuntos para cada periodo calculando los valores medios en cada OGU de los ocho modelos futuros de favorabilidad climática resultantes.

## 2.4. Evaluación de la variación latitudinal

El baricentro latitudinal de las OGU con reproducción confirmada de las dos especies estudiadas ( $B_{bre}$ ) se obtuvo como la media aritmética de los valores de latitud de cada una de ellas. Para los modelos presentes y futuros, los baricentros latitudinales de favorabilidad

climática ( $B_F$ ) se obtuvieron ponderando la latitud con la favorabilidad mediante la siguiente ecuación (Chamorro *et al.*, 2020):

$$B_F = \frac{\sum(La \times F)}{\sum F}$$

donde « $La$ » son los valores de latitud (en grados decimales) y « $F$ » de favorabilidad climática en cada OGU. Para el modelo actual, el baricentro de favorabilidad climática se aplicó, siguiendo el mismo criterio que en Chamorro *et al.* (2020), a las siguientes OGU: 1) aquellas con reproducción confirmada de cada una de las especies ( $B_{FB}$ ), y 2) todas aquellas con reproducción confirmada o dentro del rango longitudinal donde se confirmó que se reproducían las especies ( $B_{FLo}$ ). El baricentro de favorabilidad climática también se calculó utilizando los futuros modelos de predicción por conjuntos para 2041 a 2060 ( $B_{F60}$ ) y 2061 a 2080 ( $B_{F80}$ ) (Chamorro *et al.*, 2020).

Del mismo modo que en Chamorro *et al.* (2020), obtuvimos dos índices: el desequilibrio latitudinal ( $Ldis$ ) y la tasa promedio de desplazamiento ( $FD$ ). El desequilibrio latitudinal entre la preferencia climática actual para la reproducción y las áreas de reproducción reales ( $Ldis = B_{FB} - B_{bre}$ ) lo calculamos como la diferencia entre los baricentros latitudinales geográficos y climáticos en las OGU donde se informó que se reproducían estas especies ( $B_{bre}$  y  $B_{FB}$ ). La diferencia entre el baricentro latitudinal de favorabilidad climática actualmente dentro del rango de reproducción longitudinal y el pronóstico para el periodo 2041 a 2060 ( $B_{F60} - B_{FLo}$ ) se calculó para

determinar la distancia latitudinal en la que se pronosticó que la favorabilidad climática cambiaría entre los dos periodos. Se predice que este desplazamiento será hacia el norte si el baricentro para el futuro tiene un valor más alto que el actual. Asimismo, calculamos la diferencia entre los baricentros latitudinales de favorabilidad climática para los periodos 2041 a 2060 y 2061 a 2080 ( $B_{F80} - B_{F60}$ ). Dividiendo estas distancias por el número de años transcurridos entre los periodos comparados, obtuvimos dos tasas promedio de desplazamiento de favorabilidad climática latitudinal ( $FD_{20-60}$  y  $FD_{60-80}$ , respectivamente). Estas tasas representan la distancia en la que se espera que la preferencia climática cambie latitudinalmente cada año entre cada periodo, asumiendo cambios graduales y constantes en el tiempo. Los valores  $Ldis$  y  $FD$  se calcularon en grados latitudinales y posteriormente se convirtieron en kilómetros considerando la equivalencia del grado latitudinal en el ecuador (111,12 km).

### 3. Resultados

La Figura 1 y la Tabla 1 muestran los resultados del análisis del baricentro para las dos especies estudiadas. En ambas especies se detectó un desequilibrio hacia el norte entre el baricentro latitudinal y el baricentro de favorabilidad climática de las OGU con reproducción confirmada. Para el ratonero este desequilibrio es de 0,039 grados de latitud y para el colirrojo es de 0,025 grados, que equivalen a 4,3 y 2,8 km, respectivamente. Del mismo modo, el valor de la tasa FD20-60 fue de 1,3 km/año para

el busardo moro y de 3,4 km/año para el Colirrojo Diademado. Si se asume que esta tasa es similar a la actual, entonces el desequilibrio latitudinal de 4,3 km y de 2,8 km entre distribución y favorabilidad climática es igual a un desequilibrio temporal de poco más de 3 años para el ratonero y de menos de 1 año para el colirrojo. En ambas especies el valor de la tasa FD60-80 fue menor: 0,6 km/año para el busardo moro del Atlas y 1,6 km/año para el colirrojo diademado.

Medida	Valor (busardo moro del Atlas)	Valor (colirrojo diademado)
$B_{bre}$	29,706	32,829
$B_{FB}$	29,745	32,855
$B_{FLO}$	25,388	29,337
$B_{F60}$	25,868	30,560
$B_{F80}$	25,971	30,850
$Ldis$	0,039	0,025
$FD_{20-60}$	0,012	0,031
$FD_{60-80}$	0,0051	0,015

Tabla 1. Resultados de la evaluación de la variación latitudinal en grados decimales para las dos especies estudiadas. Elaboración propia.

Baricentro latitudinal de la zona de reproducción actual ( $B_{bre}$ ). Baricentro de favorabilidad climática latitudinal de las OGU con reproducción confirmada de la especie ( $B_{FB}$ ), baricentros de favorabilidad climática latitudinal de las OGU dentro del rango longitudinal donde se informó que la especie se reproducía, para el modelo actual ( $B_{FLO}$ ) y los modelos de pronóstico futuros para los periodos 2041-2060 ( $B_{F60}$ ) y 2061-2080 ( $B_{F80}$ ). Desequilibrio latitudinal entre la preferencia climática actual para la reproducción y la reproducción real ( $Ldis$ ) y las tasas medias de desplazamiento de la preferencia climática latitudinal en grados decimales por año para los periodos futuros 2041-2060 ( $FD_{20-60}$ ) y 2061-2080 ( $FD_{60-80}$ ).

### 4. Discusión

En base a los resultados obtenidos, se ha podido comprobar que para el busardo moro la condición climáticamente

favorable media ocurre 4,3 km al norte del rango latitudinal medio de sus áreas de reproducción, mientras que para el

colirrojo diademado ocurre a 2,8 km hacia el norte. La existencia y representación de este desequilibrio latitudinal demuestra que los modelos de distribución basados en la favorabilidad no deben suponer que las especies están en equilibrio con el ambiente, contrariamente a los modelos basados en el concepto de nicho ecológico (Guisan y Thuiller, 2005). De hecho, es este desequilibrio el que hace que las condiciones climáticas de las áreas favorables atraigan a las especies, provocando así cambios en sus distribuciones (Gouveia *et al.*, 2020). De acuerdo con los resultados del valor de la tasa FD20-60, si las condiciones climáticas dejan de cambiar, la zona de distribución del ratonero podría alcanzar el equilibrio con el clima en aproximadamente tres años, mientras que el colirrojo alcanzaría dicho equilibrio en menos de un año. De lo contrario, el efecto del desequilibrio climático seguirá atrayendo el área de reproducción a las áreas adyacentes favorables. Se espera que este cambio de rango latitudinal disminuya en un futuro lejano (2060-2080) a 0,6 km/año y 1,6 km/año, para el busardo moro y para el colirrojo diademado respectivamente, desaceleración que apunta a que la colonización del Paleártico occidental posiblemente se detenga en un futuro lejano.

Existen algunos factores que podrían interferir en el proceso de colonización de estas especies hacia el norte, retrasando o incluso deteniendo su dispersión. Un ejemplo puede ser la hibridación con otras especies, ya confirmada para el busardo moro del Atlas (Corso, 2009; Elorriaga y Muñoz, 2013; Chamorro *et al.*, 2020). La hibridación en las

nuevas zonas de contacto se ve favorecida, ya que estas especies son menos abundantes y, por lo tanto, la elección de pareja está restringida. Si la descendencia fuera infértil, este factor estaría actuando como una barrera sinecológica contra la expansión de estas especies africanas en Europa (Elorriaga y Muñoz, 2013). Por este motivo, entre otros, es importante rastrear la expansión de estas dos especies típicamente africanas hacia el norte, monitoreando áreas favorables para las mismas en los frentes de distribución.

Algunos ejemplos de otras aves africanas que han experimentado o están experimentando un patrón de expansión similar en la península ibérica son el vencejo cafre (*Apus caffer*), el vencejo moro (*Apus affinis*) y el bulbul naranjero (*Pycnonotus barbatus*) (del Junco y González, 1969; Ramírez *et al.*, 2002; Chamorro *et al.*, 2017). Además, en la última década, ha habido un número creciente de informes de otras aves africanas como el buitre de ruppell (*Gyps rueppellii*), el corredor sahariano (*Cursorius cursor*) y el escribano sahariano (*Emberiza sahari*) (Copete *et al.*, 2015; Chamorro *et al.*, 2016; Molina *et al.*, 2019). Otras especies, como el buitre dorsiblanco africano (*Gyps africanus*) y el águila volatinera (*Terathopius ecaudatus*), también han sido citadas recientemente en Europa por primera vez (Dies *et al.*, 2010; Copete *et al.*, 2015). Estos informes pueden indicar que las áreas mediterráneas europeas, y en particular la península ibérica, deberían estar preparadas para el establecimiento de nueva fauna africana en un futuro próximo.

## 5. Conclusiones

Nuestros resultados ponen de manifiesto la existencia de un desequilibrio entre las zonas ocupadas por las especies y las zonas que presentan clima adecuado para ellas, lo que genera desplazamientos en la fauna. Esta metodología es muy novedosa y de gran utilidad para detectar dicho desequilibrio, siendo a su vez capaz de medirlo e incluso evaluar la velocidad a la que se desplaza. Actualmente, ya supone un avance importante en el entendimiento

de la respuesta de las especies al cambio climático. Con este estudio se pone de manifiesto, además, la importancia y sensibilidad de las zonas circunmediterráneas, especialmente la península ibérica, ante estos cambios, motivo por el que los programas de seguimiento de fauna aportarían importante información útil en el entendimiento de este proceso complejo y dinámico.

## 5. Referencias

- ANTÚNEZ, A. Y MENDOZA, M. (1992): «Factores que determinan el área de distribución geográfica de las especies: conceptos, modelos y métodos de análisis», en Vargas, J. M., Real, R. y Antúnez, A. (Eds.): *Objetivos y Métodos Biogeográficos. Aplicaciones en Herpetología. Monografías de Herpetología*. Valencia, Asociación Herpetológica Española, pp. 51-72.
- CASTRO, A., MUÑOZ, A. R. Y REAL, R. (2008): «Modelling the spatial distribution of the Tengmalm's owl *Aegolius funereus* in its South Western Palearctic limit (NE Spain)», *Ardeola*, 55, 71-85.
- CHAMORRO, D., OLIVERO, J., REAL, R. Y 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. y Serrano Montes, J. L. (Eds.): *Avances en biogeografía: Áreas de distribución: entre puentes y barreras*. Castellón, Tundra Ediciones, pp. 172-180.
- CHAMORRO, D., OLIVERO, J., REAL, R. Y 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. <https://doi.org/10.1111/ibi.12451>
- CHAMORRO, D., REAL, R. Y MUÑOZ, A. R. (2020): «Fuzzy sets allow gaging the extent and rate of species range shift due to climate change», *Sci. Rep.*, 10, 16272. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-73509-y>
- CHAMORRO, D., MARTÍNEZ-FREIRÍA, F., REAL, R. Y MUÑOZ, A. R. (2021): «Understanding parapatry: How do environment and competitive interactions shape Iberian vipers' distributions?», *J. Biogeogr.*, 48, 1322-1335. <https://doi.org/10.1111/jbi.14078>
- COPETE, J. L., LORENZO, J. A., AMENGUAL, E., BIGAS, D., FERNÁNDEZ, P., LÓPEZ-VELASCO, D., RODRÍGUEZ, G. Y GARCÍA-TARRASÓN, M. (2015): «Observaciones de Aves Raras en España, 2012 y 2013», *Ardeola*, 62, 453-508. <https://doi.org/10.13157/arla.62.2.2015.453>
- CORSO, A. (2009): «Successful mixed breeding of Atlas Long-legged Buzzard and Common Buzzard on Pantelleria, Italy, in 2008», *Dutch Bird.*, 31, 224-226.
- CRAMP, S. Y SIMMONS, K.E.L. (Eds.) (1980): *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: The Birds of the Western Palearctic*. Vol. 2: Hawks to Bustards. Oxford, Oxford University Press.
- DEL HOYO, J., ELLIOTT, A. Y SARGATAL, J. (Eds.) (1994): *Handbook of the Birds of the World*. Vol. 2. New World Vultures to Guinea fowl. Barcelona, Lynx Ediciones.
- del Junco, O. y González, B. (1969): «La nueva especie de Vencejo en el Paleártico: *Apus caffer*», *Ardeola*, 13, 115-127.
- DIES, J. I., LORENZO, J. A., GUTIÉRREZ, R., GARCÍA, E., GOROSPE, G., MARTÍ-ALEDO, J., GUTIÉRREZ, P., VIDAL, C., SALES, S. Y LÓPEZ-VELASCO, D. (2010): «Observaciones de Aves Raras en España, 2008», *Ardeola*, 57, 481-516.
- e-Bird: *Long-legged Buzzard* (*Buteo rufinus*). <https://ebird.org/species/lolbuz1>. Consulta 23 de septiembre de 2021.
- e-Bird: *Moussier's Redstart* (*Phoenicurus moussieri*). <https://ebird.org/species/moured1/>. Consulta 23 de septiembre de 2021.
- ELORRIAGA, J. Y MUÑOZ, A. R. (2010): «First breeding record of North African Long-legged Buzzard *Buteo rufinus cirtensis* in continental Europe», *Br. Birds*, 103, 399-401.
- ELORRIAGA, J. Y MUÑOZ, A. R. (2013): «Hybridisation between the Common Buzzard *Buteo buteo buteo* and the North African race of Long-legged Buzzard *Buteo rufinus cirtensis* in the Strait of Gibraltar: prelude or prelude to colonisation?», *Ostrich*, 84, 41-45. [10.2989/00306525.2013.772922](https://doi.org/10.2989/00306525.2013.772922)
- GOUVEIA, S. F., RUBALCABA, J.G., SOUKHOVOLSKY, V., TARASOVA, O., BARBOSA, A. M. Y REAL, R. (2020): «Eco-physics reload - exploring applications of theoretical physics in macroecology», *Ecol. Model.*, 424, 109032. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109032>
- GUISAN, A. Y THUILLER, W. (2005): «Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models», *Ecol. Lett.*, 8, 993-1009. [10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x)
- HAHN, S., BAUER, S. Y LIECHTI, F. (2009): «The natural link between Europe and Africa - 2.1 billion birds on migration», *Oikos*, 118, 624-626. [10.1111/j.1600-0706.2008.17309.x](https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.17309.x)
- HIJMANS, R. J., CAMERON, S. E., PARRA, J. L., JONES, G. Y JARVIS, A. (2005): «Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas», *Int. J. Climatol.*, 25, 1965-1978. <https://doi.org/10.1002/joc.1276>
- IPCC. (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report*. Geneva, The Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IUCN. (2021): *Buteo rufinus*. The IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/species/22736562/202674118>. Consulta 29 de septiembre de 2021.
- LAZO-CANCINO, D., RIVERA, R., PAULSEN-CORTEZ, K., GONZÁLEZ-BERRÍOS, N., RODRÍGUEZ-GUTIÉRREZ, R. Y RODRÍGUEZ-SERRANO, E. (2019): «The impacts of climate change on the habitat distribution of the vulnerable Patagonian-Fuegian species *Ctenomys magellanicus* (Rodentia, Ctenomyidae)», *J. Arid Environ.*, 173, 104016. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.104016>
- Lomolino, M. V., Riddle, B. R. y Brown, J. H. (2006): *Biogeography*, 3rd ed. Sunderland MA, Sinauer Associates, Inc.
- MOLINA, B., PRIETA, J., LORENZO, J. A. Y LÓPEZ-JURADO, C. (2019): «Noticiero Ornitológico», *Ardeola*, 66, 205-255. <https://doi.org/10.13157/arla.66.1.2019.on>
- NIETO, I., CHAMORRO, D., PALOMO, L. J., REAL, R. Y MUÑOZ, A. R. (2018): «Is the Eurasian Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus* a regular wintering species in the Iberian Peninsula? Ringing data say yes», *Acta Ornithol.*, 53, 61-68. <https://doi.org/10.3161/00016454AO2018.53.1.006>
- RAMÍREZ, J., SIMÓN, M., SOLÍS, S., PÉREZ, C. Y GARCÍA, E. (2002): «Vencejo Moro *Apus affinis* Observaciones de Aves Raras en España», *Ardeola*, 49, 161.
- REAL, R., BARBOSA, A. M. Y VARGAS, J. M. (2006): «Obtaining environmental favourability functions from logistic regression», *Environ. Ecol. Stat.*, 13, 237-245. [10.1007/s10651-005-0003-3](https://doi.org/10.1007/s10651-005-0003-3)
- REAL, R., MÁRQUEZ, A. L., OLIVERO, J. Y 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. [10.1111/j.1600-0587.2010.06251.x](https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06251.x)
- SUN, J., QIU, H., GUO, J., XU, X., WU, D., ZHONG, L., JIANG, B., JIAO, J., YUAN, W., HUANG, Y., SHEN, A. Y WANG, W. (2020): «Modeling the potential distribution of *Zelkova schneideriana* under different human activity intensities and climate change patterns in China», *Glob. Ecol. Conserv.*, 21, e00840. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00840>

WALLINGFORD, P. D., MORELLI, T. L., ALLEN, J. M., BEAURY, E.M., BLUMENTHAL, D. M., BRADLEY, B.A., DUKES, J. S., EARLY, R., FUSCO, E. J., GOLDBERG, D. E., IBÁÑEZ, I., LAGINHAS, B. B., VILÀ, M. y SORTE, C. J. B. (2020): «Adjusting the lens of invasion biology to focus on the impacts of climate-driven range shifts», *Nat. Clim. Change*, 10, 398-405. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0768-2>

WorldClim: Maps, graphs, tables and data of the global climate. <http://worldclim.org/>. Consulta 13 de octubre de 2021.

## APLICACIÓN METODOLÓGICA PARA EL ANÁLISIS DE LA FRAGMENTACIÓN DEL HÁBITAT DE *HELIANthemum CAPUT-FELIS BOISS* EN LA PENÍNSULA IBÉRICA

Juan Antonio Marco Molina<sup>1</sup>, Ascensión Padilla Blanco<sup>1</sup>, Pablo Giménez Font<sup>2</sup> y Ángel Sánchez Pardo<sup>2</sup>

### Resumen

Se presentan los primeros resultados de la aplicación de métricas de ecología del paisaje para las poblaciones de *Helianthemum caput-felis* Boiss. comprendidas entre cabo Cervera y punta de la Horadada (Alacant, España). En concreto, se ha recurrido a medidas de conectividad y de fragmentación que permitan justificar las conclusiones alcanzadas en otras investigaciones previas sobre esta especie en la península ibérica. Se han aplicado directamente las fórmulas del cálculo del tamaño efectivo de malla y densidad efectiva de malla en las bases de datos espaciales obtenidas de la fotointerpretación de 1956 y 2005, cubriendo un periodo de cambio de 50 años. Los resultados obtenidos demuestran cuantitativamente cómo la fragmentación ha sido cada vez más elevada y cómo el hábitat potencial de esta especie, catalogada como «En Peligro», se ha visto cada vez más reducido, con una mayor influencia de efectos de borde al colindar con zonas urbanizadas y redes viarias.

**Palabras clave** *Helianthemum caput-felis* Boiss., fragmentación, conectividad, cambios usos del suelo, GIS

### Abstract

Methodological application for the analysis of the fragmentation of the habitat of *Helianthemum caput-felis* Boiss. in the Iberian Peninsula

The first results of the application of landscape ecology metrics for the *Helianthemum caput-felis* Boiss populations between Cabo Cervera and Punta de la Horadada (Alacant, Spain) are presented in this paper. Specifically, connectivity and fragmentation measures have been used to justify the conclusions reached in other previous research on this species in the Iberian Peninsula. The formulas for calculating the effective mesh size and effective mesh density have been applied directly in the spatial databases obtained from the 1956 and 2005 photointerpretation, covering a period of change of 50 years. The results obtained quantitatively demonstrate how fragmentation has been increasingly high and how the potential habitat of this species, classified as «Endangered», has been increasingly reduced, with a greater influence of edge effects when adjoining areas urbanized and road networks.

**Keywords** *Helianthemum caput-felis* Boiss., fragmentation, connectivity, land use change, GIS

<sup>1</sup>Departamento de Análisis Geográfico Regional y Geografía Física-CIBIO/Universidad de Alicante<sup>2</sup>

<sup>1</sup>ja.marco@ua.es, ma.padilla@ua.es, <sup>2</sup>p.gimenez@ua.es, a.sanchez@ua.es



## 1. Introducción

La corología de la cistácea *Helianthemum caput-felis* Boiss., especie conocida como jarilla cabeza de gato y catalogada como «en peligro» según criterios de la UICN, viene ocupando las investigaciones de diferentes grupos de investigación que, a lo largo del Mediterráneo occidental, han permitido evaluar el estado de conservación de la mayor parte de las poblaciones (Sulis *et al.* 2020; Agulló *et al.* 2017). En el caso de la península ibérica, destacan los trabajos del grupo de investigación *Medspai* de la Universidad de Alicante que, desde 2006, han permitido obtener una cartografía de detalle para las principales poblaciones mundiales, localizadas en el litoral sur de la provincia de Alicante (Marco, 2016), también área de estudio en esta comunicación (Mapa 1). Entre los resultados obtenidos durante estos años, que incluyen un largo seguimiento específico de algunas poblaciones (Pardilla *et al.* 2014; Marco *et al.* 2020), destacan la mejora en la caracterización del hábitat de la especie, la constatación de la reducción de su área de distribución y la detección de las amenazas, principalmente derivadas de los intensos cambios en los usos y coberturas del suelo producidos por el reciente desarrollo urbano-turístico (Marco *et al.* 2014).

Los rasgos básicos que definen el hábitat de *Helianthemum caput-felis* Boiss. tienen que ver con condiciones ambientales relacionadas con la termofilia, que la convierte en una especie litoral, y con el predominio de un substrato calcáreo y pedregoso. Forma parte del cortejo florístico de tomillares termófilos y espartizales, en ecótopos



Mapa 1. Mapa de localización del área de estudio  
Elaboración propia. Fuente: Infraestructura  
Valenciana de Datos Espaciales (IDEV).

que, en las últimas décadas, se han visto alterados o transformados por distintos motivos: entre otros, y aparte de la propia urbanización, caben destacar las nuevas roturaciones para cultivos y la densificación de pinares, cuando no de especies invasoras procedentes de jardines. Tomando como base la caracterización de los ecótopos donde actualmente se encuentran las poblaciones actuales, anteriormente se ensayó una metodología para conocer la extensión que, presumiblemente, constituiría el área de distribución de la especie en 1956, aprovechando la disponibilidad del ortomosaico georreferenciado de la serie B del *Vuelo Americano* (Marco *et al.* 2012). Se realizó una propuesta de

coberturas aptas para la presencia de la planta, mejorada en la presente comunicación, y se testó para dos CUTM en cabo Roig (Orihuela, Alicante) para comprobar las diferencias 50 años después (es decir, en 2005), atendiendo así a uno de los requerimientos de la UICN para establecer sus categorías de amenaza. Los resultados arrojaron una desaparición del 84,8 % del hábitat potencial, especialmente en espacios caracterizados por formaciones vegetales abiertas, así como la necesidad de ampliar el análisis al resto del espacio ocupado por la especie en el litoral sur de la provincia de Alicante. Igualmente, los

resultados son susceptibles de ser analizados mediante diferentes métricas de ecología del paisaje (Farina, 2017), con el fin de profundizar en los procesos que regulan la dinámica de las poblaciones de *Helianthemum caput felis* Boiss. así como, conocer los patrones espaciales de su distribución (Bonet *et al.*, 2005). De forma ideal, el objetivo final se alcanzaría con la integración de los resultados relativos a la conectividad y la fragmentación de hábitats en futuros instrumentos de ordenación y planificación territorial a distintas escalas (Gurrutxaga y Lozano, 2008 y 2009; Gurrutxaga, 2011).

## 2. Metodología

La digitalización de las coberturas y usos del suelo se ha realizado en todas las cuadrículas UTM del litoral sur de la provincia de Alicante en las que, presumiblemente, ha podido estar presente la especie objeto de este estudio. Como ya se ha explicado en el apartado anterior, los años seleccionados para realizar la comparativa han sido 1956 y 2005. Son veintiuna las categorías diferenciadas (Marco *et al.*, 2012): 1) costa acantilada y rocosa, 2) playas, 3) formaciones arbóreas y arbustivas cerradas, 4-f) arbustivas abiertas, 5-f) arbustivas costeras abiertas, 6-f) muy degradadas, 7) zonas agrícolas, 8) sectores en fase de construcción, 9) zona urbanizada anterior a 1984, 10) zona urbanizada después de 1984, 11) zona urbanizada después de 2003, 12) intersticios, 13) infraestructuras, 14-f) arbustivas muy abiertas en superficie erosionada, 15) dunas, 16) lagunas, 17) lecho fluvial y formaciones arbustivas muy abiertas, 18) matorrales y herbazales halófilos abiertos, 19) matorra-

les y herbazales halófilos cerrados, 20-f) arbustivas y arbóreas abiertas, y 21) campos de cultivo abandonados.

Si comparamos visualmente los mapas obtenidos para 1956 y 2005, es evidente cómo el tamaño de los polígonos o teselas ha variado. Los análisis de fragmentación desde la geografía son prácticamente inexistentes, y los realizados desde otras disciplinas son aplicados fundamentalmente a capas de información ráster pero no tanto a vectorial. Por estos motivos, pareció interesante aplicar diferentes métodos para su cálculo con el fin de reforzar cuantitativamente los resultados obtenidos del trabajo de campo y de la digitalización de vuelos históricos. Debido a la limitación de páginas establecida por las normas del congreso, se muestran solo los resultados de la primera fase: aplicación del cálculo del tamaño efectivo de malla y densidad efectiva de malla (Jaeger *et al.*, 2013). Al aplicar este método a la distribución de

*Helianthemum caput-felis* en la zona de estudio, se han tenido en cuenta los polígonos con las categorías de coberturas y usos del suelo susceptibles de acoger esta especie (Marco *et al.* 2012): costa acantilada y rocosa (1), formaciones arbóreas y arbustivas cerradas (3), f. arbustivas abiertas (4), f. arbustivas costeras abiertas (5), f. muy degradadas (6), intersticios (12), f. arbustivas muy abiertas en superficie erosionada (14), f. arbustivas y arbóreas abiertas (20), campos de cultivo abandonados (21). Mientras que el resto de tipologías diferenciadas en la digitalización se han considerado como barreras, naturales y antropogénicas, a la expansión de la planta.

La fórmula del tamaño efectivo de malla (meff) relaciona el área de cada

polígono o tesela con el área total de la zona analizada (Figura 1). Por tanto, en el segundo valor se ha incluido tanto la superficie de los sectores donde podría haber *Helianthemum caput-felis* en 1956 y 2005, como las que no. El resultado, obtenido en km<sup>2</sup>, nos da información sobre la probabilidad de que dos puntos de una región estén conectados y no estén separados por barreras. Por tanto, cuanto más pequeño sea, menor es la probabilidad de que esos dos puntos puedan conectarse. Significa que hay más barreras fragmentando ese paisaje, es decir, mayor es la fragmentación y menor la conectividad, aunque esta última dependerá de la movilidad de la especie o de las estrategias de diseminación de las plantas.

$$m_{eff} = \left( \left( \frac{A_1}{A_{total}} \right)^2 + \left( \frac{A_2}{A_{total}} \right)^2 + \left( \frac{A_3}{A_{total}} \right)^2 + \dots + \left( \frac{A_n}{A_{total}} \right)^2 \right) \cdot A_{total} = \frac{1}{A_{total}} \sum_{i=1}^n A_i^2$$

Figura 1. Fórmula del tamaño efectivo de malla (meff). Fuente: Jaeger et al. (2013: 25)

$$s_{eff} = \frac{1\ 000\ km^2}{m_{eff}} \cdot \frac{1}{1\ 000\ km^2} = \frac{1}{m_{eff}}$$

Figura 2. Fórmula de la densidad efectiva de malla (seff). Fuente: Jaeger et al. (2013: 25)

### 3. Resultados

La comparativa de las coberturas y usos del suelo de 1956-2005 de la Tabla 1 ofrece un incremento abrumador de la superficie edificada y de la ocupada por las infraestructuras, superando el 50 % del área de estudio. Son las zonas agrícolas (7) y las formaciones vegetales (4, 6, 14 y 20) las que son transformadas por estos aprovechamientos relacionados

directamente con la actividad turística y la artificialización de la costa alicantina. Por contra, la dinámica espacial ha sido negativa en la mayoría de los sectores óptimos para el crecimiento de *Helianthemum caput-felis*, marcados con un sombreado verde en la Tabla 1. Destaca la notable disminución en las formaciones arbustivas muy abiertas en superficie

Cobertura y uso del suelo	Superficie (ha) 1956	% 1956	Superficie (ha) 2005	% 2005
1	41,5	0,65	27,69	0,44
2	37,39	0,59	49,31	0,78
3	115,14	1,82	210,34	3,33
4	585,8	9,27	343,21	5,43
5	89,25	1,41	214,06	3,38
6	56,09	0,89	55,56	0,88
7	3096,39	49,02	644,47	10,19
8	6,91	0,11	278,45	4,40
9	116,5	1,84	0	0,00
10	0	0,00	2317,37	36,64
11	0	0,00	0	0,00
12	6,08	0,10	149,47	2,36
13	240,36	3,81	772,53	12,21
14	80,68	1,28	24,25	0,38
15	40,35	0,64	2,6	0,04
16	778,19	12,32	709,98	11,22
17	14,69	0,23	8,07	0,13
18	99,79	1,58	13,29	0,21
19	66,78	1,06	214,12	3,39
20	845,37	13,38	271,27	4,29
21	0	0,00	19,21	0,30
Total	6316,91	100	6325,25	100

Tabla 1. Superficie ocupada por cobertura y uso del suelo (1956 y 2005). Elaboración propia. Sombreado en color verde en las categorías de coberturas y usos del suelo susceptibles de acoger *Helianthemum caput-felis* Boiss.

erosionada (4), pero sobre todo en las formaciones arbóreas y arbustivas abiertas (20) tal y como se observa en la Figura 2. Es precisamente este tipo de cobertura vegetal la que favorece el crecimiento de la jarilla cabeza de gato. El incremento en los valores de los campos (5) formaciones arbustivas costeras abiertas y (12) intersticios, está relacionado con la aparición de solares para la edificación que en 1956 eran zonas agrícolas.

El cálculo del tamaño efectivo de malla (meff) se ha realizado sobre aquellas coberturas y usos del suelo de

1956 y 2005 que son susceptibles de contener ejemplares de *Helianthemum caput-felis*, hecho constatado en las prospecciones realizadas desde 2006. El área total considerada ha sido la de todas las tipologías digitalizadas (celdas marcadas en verde en la Tabla 1).

En 1956, el resultado ha sido de meff= 10,37 ha (0,1037 km<sup>2</sup>), por lo que solo las teselas con un área superior a este valor favorecen la conectividad que, en su mayoría, se corresponden con formaciones arbustivas y arbóreas abiertas, como se puede observar en el Mapa 2. En 2005,

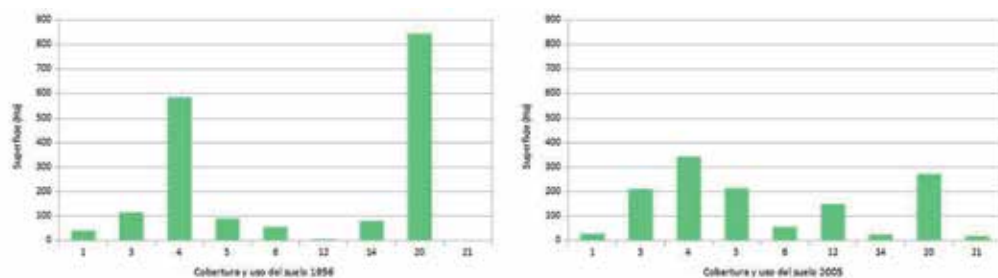
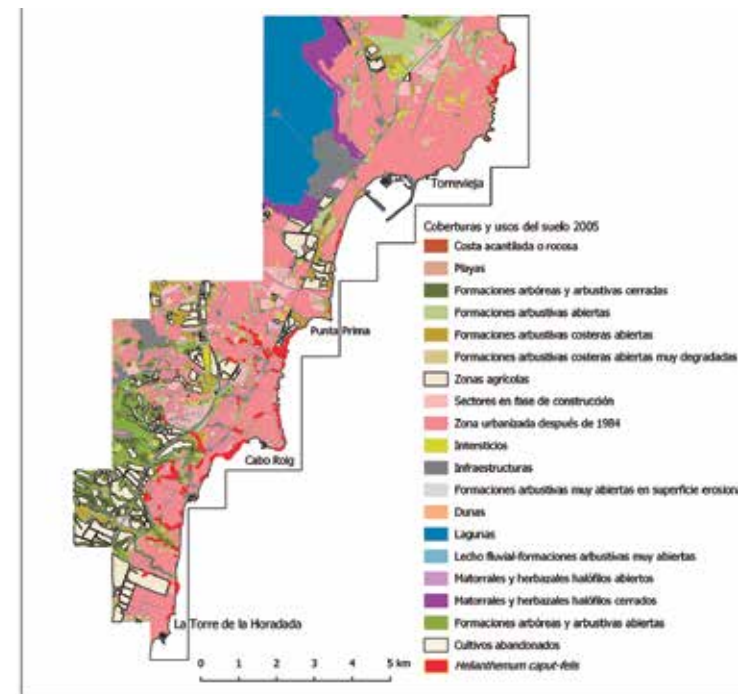


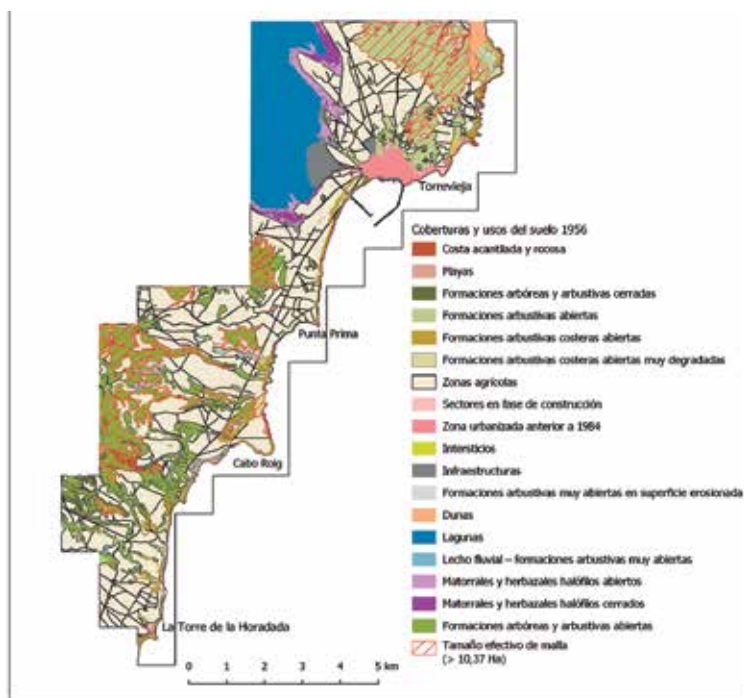
Figura 3. Superficie de cobertura y uso del suelo susceptible de la presencia de *Helianthemum caput-felis* Boiss. (1956 y 2005). Elaboración propia.

meff= 0,63 ha (0,0063 km<sup>2</sup>) es un valor ridículo que argumenta la elevada fragmentación manifiesta en el Mapa 3. Los resultados de la densidad efectiva de malla (Seff) son aún más evidentes: 9,64 número de mallas por 1 km<sup>2</sup> en 1956 y 158,73/km<sup>2</sup> en 2005. Es cierto que la ecología de *Helianthemum caput-felis* indica que distribuye sus semillas por gravedad,

por lo que no necesita de grandes superficies para asegurar su diseminación, pero los datos obtenidos para 2005, extrapolables a la actualidad, son desorbitados para poder asegurar su pervivencia puesto que una elevada fragmentación va acompañada de un incremento de superficie afectada por alteraciones como son el pisoteo, tránsito (Marco et al., 2016)



Mapa 3. Coberturas y usos del suelo 2005. Elaboración propia.



Mapa 2. Cobertura y usos del suelo 1956. Tamaño efectivo de malla. Elaboración propia.

#### 4. Conclusiones

La elevada fragmentación en el litoral sur de la provincia de Alicante ha sido calificada de «extrema» por Triviño, Vicedo y Soler (2006) tras aplicar los métodos para información ráster utilizados por la Agencia Europea del Medioambiente. Incluso, catalogaron esta zona como «generadora de presión», es decir, cómo el uso urbano facilita la fragmentación de los usos más sensibles a esta dinámica. Por tanto, los resultados obtenidos en esta comunicación son acordes a estos resultados anteriores.

Con el análisis realizado se demuestra cuantitativamente cómo el hábitat potencial de *Helianthemum caput-felis* se reduce y se atomiza en el periodo analizado. Incluso las zonas donde el tamaño efectivo de malla es superior a

10,37 en 1956 (Mapa 2) pasan a tener una ocupación de zonas urbanizadas y de infraestructuras en 2005 (Mapa 3).

Por otra parte, hay que tener en cuenta el efecto borde junto al de la reducción del tamaño de las teselas de vegetación. En 2005, la mayoría de estos sectores colindan con zonas urbanas e infraestructuras que determinan un empobrecimiento o pérdida de calidad del hábitat ya que el núcleo queda reducido a una mínima superficie o, simplemente, desaparece. Ello incrementa la posibilidad de entrada de especies vegetales invasoras, ruderales y nitrófilas junto a la presencia de basuras, escombros, restos de podas, etc.

De este modo, consideramos que la información aportada con este estudio corrobora la degradación del área de



estudio observada directamente en el campo durante estos años, y nos promete a aplicar otros métodos de análisis espacial como Landscape Ecology Statistics (LecoS), plugin de QGIS, que ofrece una amplia gama de herramientas muy útiles para esta investigación.

## 5. Referencias

- AGULLÓ, J. C., JUAN, A., CRESPO, M. B., ALONSO, M. Á. y TERRONES, A. (2017): «An updated report on the distribution and conservation status of the Endangered cat's head rockrose *Helianthemum caput-felis* (Magnoliopsida: Violales: Cistaceae) in Algeria» *Journal of Threatened Taxa*, 9, 9885–9891.
- BONET, A., GRAS, M. J. y RAVENTÓS, J. (2005): «Análisis de los patrones espaciales de distribución de *Vella lucentina* MB Crespo para la selección de áreas de la Red de Microrreservas de Flora de la Comunidad Valenciana» *Mediterránea. Serie de Estudios Biológicos*, 18, 8-43.
- FARINA, A. (2017): *Ecología del Paisaje*. Alicante, Publicaciones de la Universidad de Alicante.
- GURRUTXAGA, M. y LOZANO, P. J. (2008): «Ecología del Paisaje. Un marco para el estudio integrado de la dinámica territorial y su incidencia en la vida silvestre» *Estudios Geográficos*, 69 (265), 519-543.
- GURRUTXAGA, M. y LOZANO, P. J. (2009): «La integración de la conectividad ecológica en los instrumentos de ordenación y planificación territorial: una revisión» *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 49, 45-66.
- GURRUTXAGA, M. (2011): «La gestión de la conectividad ecológica del territorio en España: iniciativas y retos» *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 56, 225-244.
- JAEGER, J., SOUKUP, T., MADRINAN, L. y SCHWICK, CH. (2013): *Fragmentación del paisaje en Europa*. Informe conjunto AEMA-OFMA. Agencia Europea del Medioambiente. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medioambiente.
- MARCO, J. A., PADILLA, A., SÁNCHEZ, A. y GIMÉNEZ, P. (2012): «Ensayo metodológico para la estimación de la pérdida de hábitat de *Helianthemum caput-felis* Boiss. en la Península Ibérica (1956–2005)» en Cunill, R., PÉLACHS, A., PÉREZ-OBOL, R. y SORIANO, J. M. (eds.) *Las zonas de montaña: gestión y biodiversidad*. Barcelona, GRAMP - Fundació CatalunyaCaixa, 233-237.
- MARCO, J. A., SÁNCHEZ, A., PADILLA, A. y GIMÉNEZ, P. (2014): «Identificación de impactos sobre flora rara, endémica o amenazada mediante el análisis de secuencias espacio-temporales» en Zaragoza, B. y Ramón, A. (eds.) *Tecnologías de la información para nuevas formas de ver el territorio*, Universidad de Alicante, 516-526.
- MARCO, J. A., GIMÉNEZ, P., PADILLA, A. y SÁNCHEZ, A. (2016): «Cartografía corológica y área de ocupación de *Helianthemum caput-felis* Boiss. en la Península Ibérica» en Gómez, J., Arias, J., Olmedo, J. A. y Serrano, J.L. (eds.) *Avances en Biogeografía. Áreas de distribución: entre puentes y barreras*, Almenara y Granada, Tundra Ediciones y Editorial Universidad de Granada, 108 - 116.
- MARCO, J. A., GIMÉNEZ, P., PADILLA, A. y SÁNCHEZ, 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.» en Carracedo, V., García-Codron, J.C., Garmendia, C. y Rivas, V. (eds.) *Conservación, gestión y restauración de la biodiversidad*, Universidad de Cantabria, 123-132.
- PADILLA, A., GIMÉNEZ, P., MARCO, J. A. y 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, R., Rodríguez, B. y Muriel, J. L. (eds.) *Biogeografía de Sistemas Litorales. Dinámica y Conservación*. Sevilla, Editorial Universidad de Sevilla, 51-58.
- SULIS, E., BACCHETTA, G., COGONI, D., GARGANO, D., y FENU, G. (2020): «Assessing the global conservation status of the rock rose *Helianthemum caput-felis*» *Oryx*, 54(2), 197-205.
- TRIVIÑO, A., VICEDO, M. y SOLER, G. (2006): «Análisis de sensibilidad a factores de escala del índice de fragmentación de hábitat empleado por la Agencia Europea de Medio Ambiente» en Camacho, M.T., Cañete, J. A. y LARA J. J. (eds.) *El acceso a la información espacial y las nuevas tecnologías geográficas*. Granada, Editorial Universidad de Granada, 1287-1303.

## PAISAJES ANTROPIZADOS EN EL VALLE DEL TRUBIA, ASTURIAS. ESTUDIO PALINOLÓGICO DE CUATRO TERRAZAS DE ÉPOCA HISTÓRICA

Sebastián Pérez Díaz<sup>1</sup>, Jesús Fernández Fernández<sup>2</sup>, José Antonio López Sáez<sup>3</sup> y Margarita Fernández Mier<sup>2</sup>

### Resumen

Uno de los principales retos a los que se enfrenta la sociedad actual es la gestión de los espacios naturales, para lo cual es imprescindible contar con información precisa acerca del estado de los diferentes ecosistemas. Sin embargo, una dimensión aún poco explorada es la que determina cómo ha sido la evolución de esos ecosistemas desde el pasado hasta la actualidad. Una de las herramientas más útiles en este sentido son los estudios paleopalinológicos que analizan restos de polen, esporas y microfósiles no polínicos contenidos en sedimentos antiguos. En este texto se presentan los resultados del estudio de diferentes terrazas localizadas en el concejo de Santo Adriano (valle de Trubia, Asturias) correspondientes a los periodos romano, medieval y moderno. Los principales resultados obtenidos señalan la existencia de un paisaje muy antropizado, con presencia de bosques caducifolios muy aclarados y evidencias de cultivos, tanto forestales como herbáceos.

**Palabras clave** *gestión de los espacios naturales, paleopalinología, valle de Trubia, Asturias, época histórica*

**Abstract** *Anthropogenic landscapes in the Trubia valley, Asturias. Palynological study of four historical period terraces*

One of the main challenges facing today's society is the management of natural areas, for which it is essential to have accurate information about the state of different ecosystems. However, a dimension that is still little explored is the determination of how the evolution of these ecosystems has been from the past to the present. One of the most useful tools in this aspect are paleopalynological studies that analyse pollen, spores and non-pollen microfossils contained in past sediments. This text presents the results of the study of different terraces located in the council of Santo Adriano (Trubia valley, Asturias) corresponding to the Roman, medieval and modern periods. The main results obtained indicate the existence of a highly anthropized landscape, with the presence of very clear deciduous forests and evidence of crops, both forestry and herbaceous.

**Keywords** *Natural areas management, Palaepalynology, Trubia valley, Asturias, Historic period.*

<sup>1</sup>Departamento de Geografía, Urbanismo y Ordenación del Territorio, Universidad de Cantabria, ETSI Caminos, Canales y Puertos, Avda. de los Castros, s/n. 39005 Santander. <sup>2</sup>Grupo de investigación Llabor. Campus de Humanidades. Universidad de Oviedo. C/ Amparo Pedregal, s/n, 33011, Oviedo, Asturias. <sup>3</sup>Instituto de Historia, Centro de Ciencias Humanas y Sociales, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, C/ Albasanz, 26-28, 28037, Madrid.

<sup>1</sup>sebastian.perezdiaz@unican.es, <sup>2</sup>fernandezjesus@uniovi.es, joseantonio.lopez@cchs.csic.es, <sup>2</sup>margarita.mier@uniovi.es.



## 1. Introducción

Cada vez es más evidente que los principales procesos naturales, desde el nivel local al global, están influenciados por las actividades humanas, creando un grado notable de complejidad (Messerli *et al.*, 2000). En este contexto es crucial comprender los procesos de cambio a largo plazo, lo que se puede abordar desde el punto de vista paleoecológico (Rull, 2010).

Las cronosecuencias procedentes de los sistemas de terrazas asociados con depósitos arqueológicos son herramientas de gran interés (Trombold e Israde Alcántara, 2005; Branch *et al.*, 2007; Badía *et al.*, 2009), ya que permiten una mejor comprensión del cambio antrópico del paisaje. Las terrazas como objeto de investigación se han estudiado poco en Europa desde un enfoque multidisciplinar que combine excavaciones geoarqueológicas con

análisis arqueobotánicos (López Sáez *et al.*, 2003b; Fernández Mier *et al.* 2014; Fernández Mier y Fernández Fernández, 2019). Estas observaciones estimularon una investigación interdisciplinar para comprender en detalle el uso del suelo y la historia de la vegetación de las terrazas en el valle de Trubia (Asturias) (Figura 1), donde, durante más de dos milenios, se acumuló sedimento en las terrazas construidas por los habitantes de esos paisajes (Fernández Fernández, 2014a, 2014b; 2017). En concreto, realizamos análisis de palinomorfos (polen y esporas) junto con microfósiles no polínicos procedentes de sedimentos muestreados en cuatro sondeos arqueológicos en diferentes terrazas. El objetivo es reconstruir la historia de los sistemas de terrazas en relación con el paisaje y los cambios de uso del suelo.

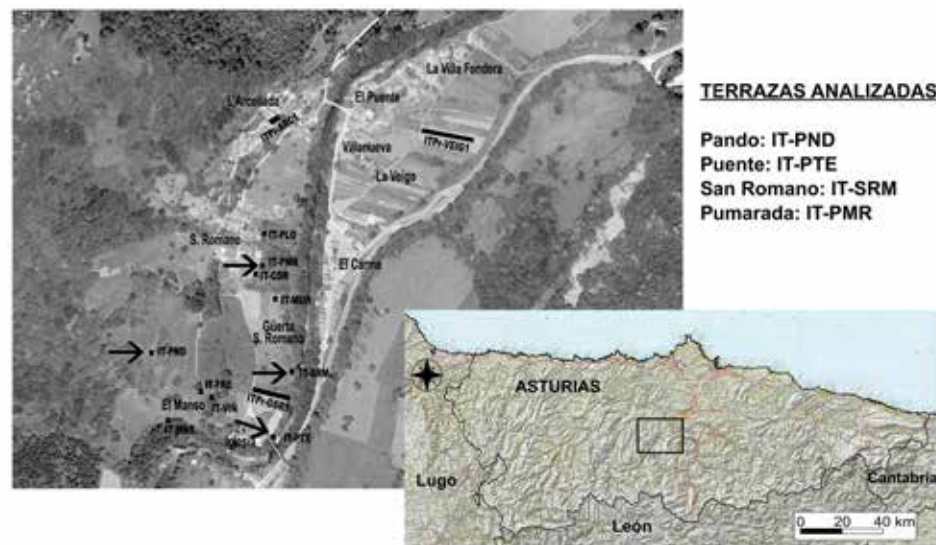


Figura 1. Localización de las terrazas estudiadas. Fuente: elaboración propia.

## 2. Métodos

Todas las muestras de sedimento se trataron según el método palinológico propuesto por Faegri e Iversen (1989). La taxonomía de los microrrestos de polen y esporas sigue a Moore *et al.* (1991) y Reille (1992, 1995). Los microfósiles no polínicos (MNP) se identificaron según Van Geel (2001). Los valores relativos para cada taxón se han obtenido de la suma de los valores absolutos de cada uno de ellos referidos la suma base polínica. Esta suma no incluye táxones hi-

grófilos, esporas de criptógamas, granos de polen indeterminados, microfósiles no polínicos, así como *Cichorioideae*, *Cardueae* y *Aster* tipo, por su hipotética sobrerrepresentación en depósitos sedimentarios arqueológicos debido a carácter zoófilo (Carrión, 1992; López Sáez *et al.*, 2000, 2003a). Las dataciones mencionadas en el texto han sido calibradas usando el programa Calib (versión 8.2, Reimer *et al.*, 2020).

## 3. Resultados y discusión

### 3.1. Terraza de Pando

El perfil de la terraza Pando (IT-PND, 30N, X: 256254; Y: 4795436, Figura 1) está respaldado cronológicamente por una fecha de radiocarbono procedente de la UE-1 de  $310 \pm 30$  BP (1490-1649 cal AD) (Fernández Fernández, 2014a; 2014b, 2017). Desde el punto de vista paleoambiental, en todas las muestras la cobertura arbórea es relativamente baja (valores máximos de polen arbóreo de 32%), lo que indica un paisaje muy abierto, con una variedad de elementos típicos del bosque caducifolio cantábrico (Figura 2). *Quercus caducifolia* es el palinomorfo dominante a escala local. *Acer*, *Betula*, *Fagus sylvatica*, *Ilex aquifolium* y *Tilia* muestran ocurrencias continuas, mientras que los porcentajes bajos de *Pinus sylvestris* probablemente indican un origen regional. El componente herbáceo está dominado por el polen de gramíneas (*Poaceae* > 40%).

En la muestra inferior (Muestra 1), procedente de la UE-2, los porcentajes de algunos elementos antropozoógenos

como *Urtica dioica* o *Sordaria sp.* son mucho mayores que en las otras dos muestras, lo que inicialmente supondría que la presión pastoral era mayor antes de construir la terraza que después de su construcción y uso. En la Muestra 1 la combinación de mayores porcentajes de *Glomus sp.* y *Pseudoschizaea circula* sugiere procesos erosivos que podrían estar relacionados tanto con la variabilidad climática como con las actividades antrópicas antes de la construcción del sistema de terrazas (López Sáez *et al.*, 2000). En definitiva, parece claro, por tanto, que el entorno inmediato fue pastoreado antes de que se construyera la terraza, pero después de su construcción, esta presión pastoral disminuyó o apenas existió.

El polen de cereal (*Cerealia*) está documentado en las muestras 1 y 2. En la Muestra 1 (valores de 1,9%) podría estar relacionado con: i) su cultivo en los alrededores de la trinchera pero no directamente en el área de muestreo,

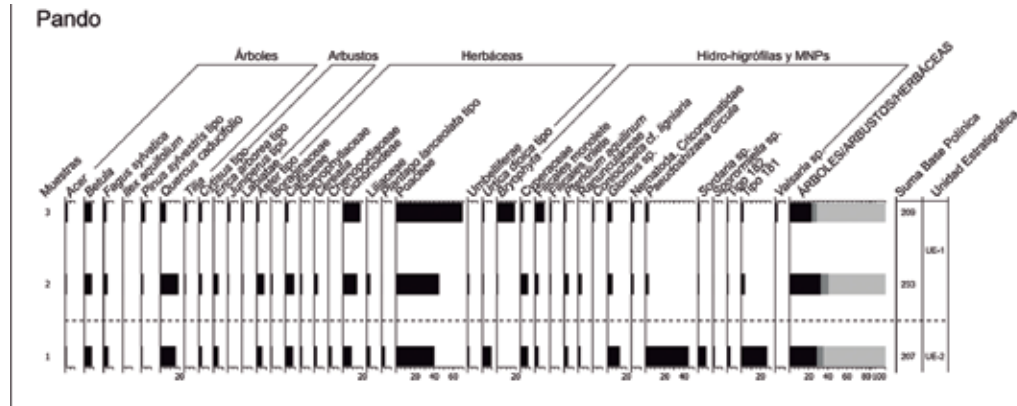


Figura 2. Histograma palinológico de la terraza de Pando. Fuente: elaboración propia.

porque este porcentaje no es suficiente para sostener un cultivo *in situ* (López Sáez *et al.*, 2003a; López Sáez y López Merino, 2005); ii) una contaminación hipotética de polen de cereales procedente de los niveles superiores después de la construcción de la terraza, aunque esto parece poco probable dadas las diferencias descritas anteriormente entre las Muestras 1 y 2. En la Muestra 2, el porcentaje de polen de cereales (3 %) es suficiente para sustentar el cultivo extralocal en la terraza, mientras que su ausencia en la Muestra 3 indica el final del cultivo.

### 3.2. Terraza de Puente

La columna palinológica de la terraza de Puente (IT-PTE, 29N, X: 743263; Y: 4795074, Figura 1) está datada (UE-2) en  $330 \pm 30$  BP (1480-1640 cal AD) (Fernández Fernández, 2014a; 2014b, 2017). La cobertura arbórea es siempre baja (valores máximos de polen arbóreo de 29,2 %), con presencia local de *Quercus caducifolia* (taxón dominante),

junto con *Acer*, *Betula*, *Fagus silvatica*, *Ilex aquifolium* y *Tilia* como principales elementos, con algunas ocurrencias regionales de pino. Los porcentajes de *Poaceae* son considerablemente altos (> 50 %), mientras que los táxones nitrófilos (*Aster*, *Cardueae*, *Cichorioideae*) y antropozoógenos (*Urtica dioica*) siguen presentes, pero con valores muy bajos. Los hongos coprófilos están ausentes (Figura 3). Estos datos sugieren cierto grado de modificación antrópica del paisaje, probablemente sin actividades de pastoreo.

Se han reportado dos elementos típicos de los bosques mesófilos del Cantábrico: *Osmunda regalis* y *Diplazium alpinum*. Su presencia en el registro sugiere condiciones de alta humedad. *Glomus sp.* y *Pseudoschizaea circula* están presentes con porcentajes muy bajos, lo que indica escasos procesos erosivos relacionados con el sistema de terrazas. No se ha podido confirmar la presencia de granos de polen de *Cerealia*.

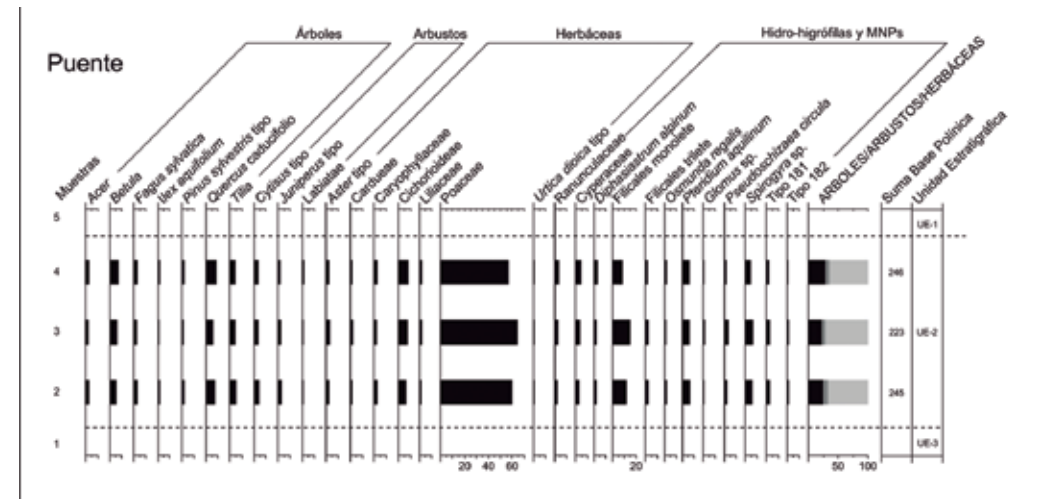


Figura 3. Histograma palinológico de la terraza de Puente. Fuente: elaboración propia.

### 3.3. Terraza de San Romano

El perfil de la terraza de San Romano (IT-SRM, 30N, X: 256486; Y: 4795386, Figura 1) está datado por una muestra procedente de la base de la UE-2, en contacto con la UE-3 (inferior), dando una edad de  $995 \pm 40$  BP (992-1158 cal AD) (Fernández Fernández, 2014a; 2014b, 2017). Entre ca. los siglos X y XII cal AD los espectros de polen de la trinchera de San Romano se caracterizaron por la presencia de bosques caducifolios de *Quercus* con *Betula* y pinos de montaña (polen arbóreo ca. 40 %).

El porcentaje máximo de *Castanea* (ca. 10 %) se puede relacionar con su cultivo extensivo (Figura 4). Si bien es una especie autóctona en la península ibérica (Carrión *et al.*, 2003; Gómez Orellana *et al.*, 2007; Muñoz Sobrino *et al.*, 2004; López Sáez *et al.*, 2017) en el norte y noroeste se ha documentado su cultivo desde época romana (López Merino *et al.*, 2009). El cultivo del castaño es indicativo solo cuando va acompañado de otras evidencias de impacto

humano. Por ejemplo, los táxones antrópicos-nitrófilos (*Aster*, *Boraginaceae*, *Cardueae*, *Cichorioideae*) se registran en las tres muestras (Behre, 1981; López Sáez *et al.*, 2003a). Los valores de polen arbustivo (*Cytisus*, *Juniperus*, *Labiatae*) son relativamente bajos (<10 %). *Poaceae* supera el 30 % y tipos antropozoógenos como *Chenopodiaceae* y *Urtica* continúan presentes, si bien con valores bajos. La ausencia de hongos coprófilos indica escasa o nula presión pastoral (López Sáez y López Merino, 2007).

Se ha documentado polen de cereal en las muestras inferiores, 1 (2,9 %) y 2 (2,6 %), estando ausente en las superiores 3 y 4. Sus porcentajes (tanto en la Muestra 1 como en la 2) indica cultivo extralocal, mientras que su ausencia en el resto de muestras indica el fin del cultivo (López Sáez y López Merino, 2005). *Glomus sp.* y *Pseudoschizaea circula* están presentes a lo largo de toda la secuencia, pero con porcentajes muy bajos.

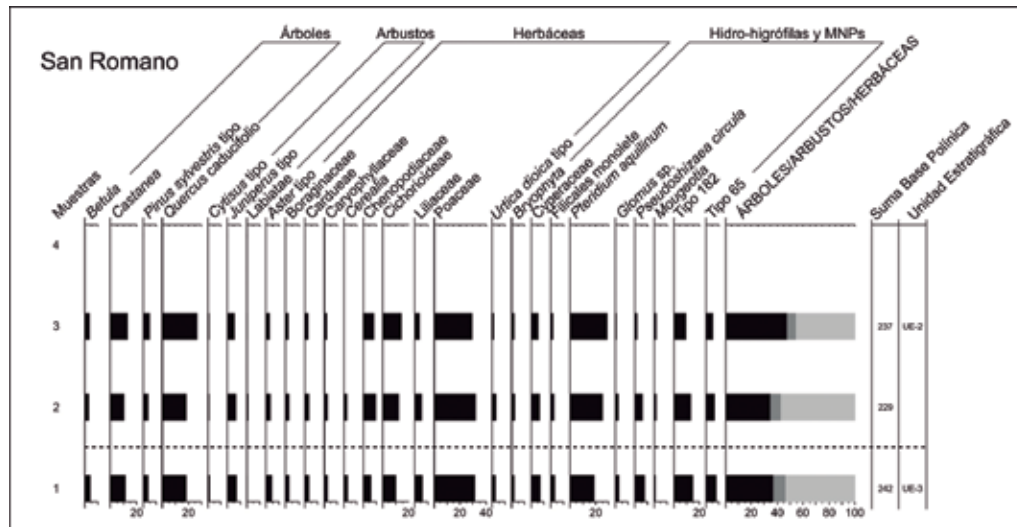


Figura 4. Histograma palinológico de la terraza de San Romano. Fuente: elaboración propia.

### 3.4. Terraza de Pumarada

El perfil de la terraza Pumarada (IT-PMR, 30N, X: 256442; Y: 4795566, Figura 1), está datado por dos fechas 14C de 1052 ± 26 BP (898-1031 cal AD) y 1108 ± 27 BP (885-994 cal AD) procedentes de la UE-8 se superponen entre los siglos IX y XI cal AD (Fernández Fernández, 2014a; 2014b, 2017). El espectro palinológico (Figura 5) del nivel basal (UE-10), Muestras 2 y 3 es significativamente diferente del representado por las muestras superiores (muestras 4 y 5) de las UE-8 y UE-9, debido a que el porcentaje de polen arbóreo aparece en niveles muy bajos (<20%), siendo *Quercus caducifolia*, *Betula*, *Castanea*, *Ilex aquifolium* y *Pinus sylvestris* los principales taxones. Curiosamente, el nogal (*Juglans regia*) está documentado en las muestras 2 y 3 (5%). Esto es paralelo a otros registros de polen del norte de la península Ibérica, donde el cultivo del nogal suele ser paralelo al del castaño, aunque tuvo menos importancia en la época romana (López Merino et al., 2009, Mercuri et al., 2013).

Las herbáceas superan el 70% en las muestras 2 y 3. Entre ellas, solo *Poaceae* muestra valores altos, mientras que los taxones antrópicos-nitrófilos (*Aster*, *Cardueae*, *Cichorioideae*, *Papaver rhoeas*, *Rumex acetosa*) están presentes con porcentajes muy bajos, lo que sugiere menor impacto antrópico (Behre, 1981). En ambas muestras, *Fabaceae* alcanza valores elevados (ca. 10%).

En las muestras superiores del perfil (muestras 4 y 5), entre los siglos IX al XI cal d. C., la cobertura arbórea aumenta levemente (30%), especialmente *Quercus caducifolia* (Figura 5). No hay confirmación del cultivo de nogales, pero sí que aparece polen de castaño en la Muestra 4. Aunque los elementos herbáceos aún dominan los espectros, con las gramíneas (*Poaceae*) como el palinomorfo más importante, la recuperación del bosque antes señalada implica una mayor extensión de helechos (*Pteridium aquilinum*) y la virtual ausencia de procesos erosivos asociados (por-

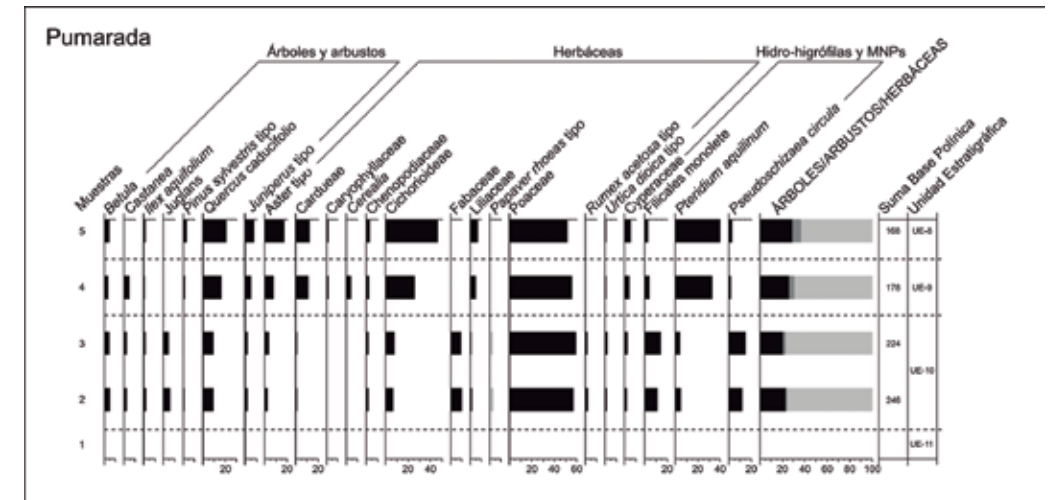


Figura 5. Histograma palinológico de la terraza de Pumarada. Fuente: elaboración propia.

centaje muy bajo de *Pseudoschizaea circula*). Los indicadores de pastoreo como *Chenopodiaceae* y *Urtica dioica* están presentes. Estas muestras están asociadas a la colonización del paisaje por elementos antrópicos y nitrófilos como *Aster*, *Cardueae* y *Cichorioideae* con valores muy elevados, lo que indica una presión antrópica creciente en el

entorno. Se ha documentado polen de cereal (*Cerealia*) en la Muestra 4 (3,9%), indicando su cultivo local en la terraza Pumarada (UE-9) (López Sáez y López Merino, 2005), pero está ausente en la Muestra 5, momento en el que este espacio (UE-8) era una zona de acumulación de residuos y no se utilizaba como cultivo en terrazas.

## 4. Conclusiones

El paisaje en el entorno de las terrazas se caracteriza por presentar evidencias claras de deforestación de origen antrópico, fruto de la explotación de estos lugares con fines económicos. Tanto en las terrazas de época medieval, datadas entre los siglos ix-XII (San Romano y Pumarada), como en las terrazas de época moderna, datadas entre finales del siglo XV y mediados del siglo XVII (Pando y Puente), se han documentado cultivos como cereales, castaños y no-

gales. En el caso de la terraza de Pando, se ha documentado una muestra previa a la construcción del sistema de terrazas, que señala un uso eminentemente ganadero, que se transforma posteriormente en uso agrícola destinado a cultivos.



## 5. Referencias

- BADÍA, D., MARTÍ, C., PALACIO, E., SANCHO, C. y POCH, R. M. (2009): «Soil evolution over the Quaternary period in a semiarid climate (Segre river terraces, northeast Spain)», *Catena*, 77, 165-174. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.12.012>.
- BEHRE, K. E. (1981): «The interpretation of anthropogenic indicators in pollen diagrams». *Pollen et Spores*, 23, 225-245.
- BRANCH, N. P., KEMP, R. A., SILVA, B., MEDDENS, F. M., WILLIAMS, A., KENDALL, A. y Vivanco Pomacanchari, C. (2007): «Testing the sustainability and sensitivity to climatic change of terrace agricultural systems in the Peruvian Andes: a pilot study», *J. Archaeol. Sci.*, 34, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.jas.2006.03.011>.
- CARRIÓN, J. S., YLL, E. I., WALKER, M. J., LEGAZ, A. J. y CHAIN, C. (2003): «Glacial refugia of temperate, Mediterranean and Ibero-North African flora in south-eastern Spain: new evidence from cave pollen at two Neanderthal man sites», *Global Ecol Biogeogr.*, 12, 119-129. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00013.x>.
- FAEGRI, K. y IVERSEN, J. (1989): *Textbook of Pollen Analysis*. 4<sup>th</sup> Edn. John Wiley & Sons, Chichester.
- FERNÁNDEZ FERNÁNDEZ, J. (2014a): *Estudios Multiescalares Sobre la Alta Edad Media en el Valle del Trubia*. Servicio de publicaciones de la Universidad de Oviedo.
- FERNÁNDEZ FERNÁNDEZ, J. (2014b): «Aproximación arqueológica a la génesis y evolución del poblamiento medieval en un territorio de media montaña (bajo Valle del Trubia, concejos de Proaza, Santo Adriano y Oviedo)», en «Excavaciones arqueológicas en Asturias», vol. 7, 331-342.
- FERNÁNDEZ FERNÁNDEZ, J. (2017): «Arqueología de una aldea medieval y su espacio agrario: Villanueva de Santo Adriano (Asturias, noroeste de la península Ibérica)», *Historia Agraria*, 72, 69-106.
- FERNÁNDEZ MIER, M. y FERNÁNDEZ FERNÁNDEZ, J. (2019): «The Archaeology of Currently Inhabited Villages in Spain: The Case of Asturias», en Fernández Fernández y Fernández Mier (Eds.): *The Archaeology of Medieval Villages Currently Inhabited in Europe*. Oxford, Archaeopress, 91-116.
- FERNÁNDEZ MIER, M., J. FERNÁNDEZ FERNÁNDEZ, P. ALONSO GONZÁLEZ, J. A. LÓPEZ SÁEZ, S. PÉREZ DÍAZ, y B. HERNÁNDEZ BELOQUI. (2014): «The Investigation of Currently Inhabited Villages of Medieval Origin: Agrarian Archaeology in Asturias (Spain)», *Quat Int*, 346, 41-55.
- GÓMEZ ORELLANA, L., RAMIL REGO, P., MUÑOZ SOBRINO, C. (2007): «The Würm in NW Iberia, a pollen record from area longa (Galicia)», *Quat Res.*, 67, 438-452.
- KEMP, R., BRANCH, N., SILVA, B., MEDDENS, F., WILLIAMS, A., KENDALL, A. y VIVANCO, C. (2006): «Pedosedimentary, cultural and environmental significance of paleosols within pre-hispanic agricultural terraces in the southern Peruvian Andes», *Quat. Int*, 158, 13-22. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2006.05.013>.
- LÓPEZ SÁEZ, J. A. y LÓPEZ MERINO, L. (2005): «Precisiones metodológicas acerca de los indicadores paleopalinológicos de agricultura en la Prehistoria de la Península Ibérica», *Portugalía*, 26, 53-64.

LÓPEZ SÁEZ, J. A. y LÓPEZ MERINO, L. (2007): «Coprofilous fungi as a source of information of anthropic activities during the Prehistory in the Amblés Valley (Ávila, Spain): the archaeopalynological record», *Revista Española de Micropaleontología*, 38 (1-2): 49-75.

LÓPEZ SÁEZ, J. A., VAN GEEL, B. y MARTÍN SÁNCHEZ, M. (2000): «Aplicación de los microfósiles no polínicos en Palinología Arqueológica», en Oliveira Jorge, V. (Ed.): *Contributos das Ciências e das Tecnologias para a Arqueologia da Península Ibérica*, Actas 3º Congresso de Arqueología Peninsular, vol. IX, pp. 11-20. Adecap, Porto.

LÓPEZ SÁEZ, J. A., LÓPEZ GARCÍA, P. y BURJACHS, F. (2003a): «Arqueopalinología: Síntesis crítica», *Polen*, 12, 5-35.

LÓPEZ SÁEZ, J. A., PARCERO OUBIÑA, C., LIMA OLIVEIRA, E., LÓPEZ GARCÍA, P., CRIADO BOALO, F., MACÍAS ROSADO, R., MARTÍNEZ CORTIZAS, A. y FRANCO MASIDE, S. (2003b): «Paleopaisajes concretos: polen, suelos y arqueología del yacimiento de As Pontes (Abadín, Lugo)», *Trabajos de Prehistoria*, 60 (1), 139-151.

LÓPEZ MERINO, L., LÓPEZ SÁEZ, J. A., SÁNCHEZ PALENCIA, J., REHER DÍEZ, G. S. y PÉREZ DÍAZ, S. (2009): «Castaños, nogales y cereales: la antropización de los paisajes de Asturias y León en época romana», *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 30, 93-99.

LÓPEZ SÁEZ, J. A., GLAIS, A., ROBLES LÓPEZ, S., ALBA SÁNCHEZ, F., PÉREZ DÍAZ, S., ABEL SCHAAD, D., LUELMO, R. (2017): «Unraveling the nature of chestnut forests (*Castanea sativa* Mill) in central Spain», *Veg. Hist. Archaeobot.*, 26, 167-182. <https://doi.org/10.1007/s00334-016-0575-x>.

MESSERLI, B., GROSJEAN, M., HOFER, T., NÚÑEZ, L. y PFISTER, C. (2000): «From nature-dominated to human-dominated environmental changes», *Quat. Sci. Rev.*, 19, 459-479. [https://doi.org/10.1016/S0277-3791\(99\)00075-X](https://doi.org/10.1016/S0277-3791(99)00075-X).

MERCURI, A. M., BANDINI, M., FLORENZANO, A., MONTECCHI, M. C. RATTIGHIERI, E. (2013): «Olea, Juglans and Castanea: the OJC group as pollen evidence of the development of human-induced environments in the Italian peninsula». *Quat. Int.*, 303, 24-42. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2013.01.005>.

MOORE, P. D., WEBB, J. A. Y COLLINSON, M. E. (1991): Pollen analysis. 2nd edition. *Blackwell Scientific Publications*, London.

MUÑOZ SOBRINO, C., RAMIL REGO, P., GÓMEZ ORELLANA, L. (2004): «Vegetation of the Lago de Sanabria area (NW Iberia) since the end of the Pleistocene: a palaeoecological reconstruction on the basis of two new pollen sequences», *Veg. Hist. Archaeobot.*, 13, 1-22. <https://doi.org/10.1007/s00334-003-0028-1>.

REILLE, M. (1992): *Pollen et Spores d'Europe et d'Afrique du Nord*. Laboratoire de Botanique Historique et Palynologie, Marseille.

REILLE, M. (1995): *Pollen et Spores d'Europe et d'Afrique du Nord. Supplement 1*. Laboratoire de Botanique Historique et Palynologie, Marseille.

Rull, V. (2010): «Ecology and Palaeoecology: Two approaches, one objective», *The Open Ecology Journal*, 3, 1-5.

TROMBOLD, C. D. y ISRADE-ALCÁNTARA, I. (2005): «Paleoenvironment and plant cultivation on terraces at La Quemada, Zacatecas, Mexico: the pollen, phytolith and diatom evidence», *J. Archaeol. Sci.*, 32, 341-353.



VAN GEEL, B. (2001): «Non-pollen palynomorphs», en SMOL, J. P., BIRKS, H.J. B. y LAST, W.M. (Eds.): *Tracking environmental change using lake sediments*. Volume 3: Terrestrial, Algal, and Siliceous Indicators, pp. 99-119. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

## PROPUESTA METODOLÓGICA PARA LA ELABORACIÓN DE MAPAS DE VEGETACIÓN A PARTIR DE LA INFORMACIÓN OBTENIDA DE LIDAR EN UN SECTOR DE LA PERIFERIA DE OVIEDO (MEANDRO DE LA VEGA)

Carmen Rodríguez Pérez<sup>1</sup>, Ícaro Obeso Muñiz<sup>1</sup>

### Resumen

Las imágenes obtenidas mediante técnicas de teledetección constituyen una valiosa aportación a la elaboración de mapas de vegetación. Entre ellas, las obtenidas a partir los sistemas aerotransportados como el LIDAR aportan imágenes que permiten diferenciar las formaciones vegetales a partir de sus características fisionómicas, esto es, tomando en consideración las texturas que proporcionan su porte y el grado de recubrimiento. De este modo, esta fuente de información, junto con el trabajo de campo llevado a cabo en un pequeño sector de la periferia de Oviedo, han permitido la identificación y representación de las principales formaciones vegetales.

En esta contribución se propone una metodología de elaboración de mapas de vegetación a partir de fuentes LIDAR. En la representación cartográfica de las formaciones vegetales, además de la utilización de colores ecológicamente expresivos derivados de la aplicación parcial de los criterios bioclimáticos establecidos por Henri Gaussen, se ha añadido, como recurso gráfico para expresar visualmente la apariencia de la vegetación, el sombreado del relieve obtenido a partir de fuentes LIDAR.

**Palabras clave** cartografía, vegetación, LIDAR, Asturias

**Abstract** Vegetation maps based on LIDAR information in a sector of the periphery of Oviedo. A methodological proposal

Imagery obtained by remote sensing techniques are a valuable contribution to vegetation mapping. Among them, those obtained from airborne systems such as LIDAR provide images that make it possible to differentiate plant formations based on their physiognomic characteristics, i.e., taking into consideration the textures that provide their bearing and degree of cover. Thus, this source of information, together with the field work carried out in a small sector of the outskirts of Oviedo, has allowed the identification and representation of the main plant formations.

This contribution proposes a methodology for the elaboration of vegetation maps from LIDAR sources. The cartographic representation of the vegetation formations aims to express the appearance of the vegetation. In this vein, the map has two main features: the use of ecologically expressive colours derived from the partial application of the bioclimatic criteria established by Henri Gaussen and the shading of the relief obtained from LIDAR sources.

**Keywords** cartography, vegetation, LIDAR, Asturias

<sup>1</sup>Departamento de Geografía. Universidad de Oviedo <sup>1</sup>crperez@uniovi.es <sup>1</sup>obesoicaro@uniovi.es

## 1. Introducción

El desarrollo de la cartografía ha estado históricamente ligada tanto a los cambios conceptuales como a las innovaciones tecnológicas. Así, la representación de algunos fenómenos como es el caso de la altitud ha experimentado importantes cambios en los mapas a lo largo de la historia. Del mismo modo, los mapas de vegetación han ido incorporando, en mayor o menor medida, los avances de la investigación y las nuevas técnicas de representación cartográfica. Dentro del conjunto de las innovaciones técnicas disponibles en la actualidad, esta comunicación pone el foco en las posibilidades de aplicación de los productos obtenidos a partir de la tecnología LIDAR, acrónimo de *Light Detection and Ranging* o *Laser Image Detection and Ranging*, para la elaboración de mapas de vegetación. Se trata de una técnica de teledetección que se basa en la medida del tiempo de retraso entre la emisión de un haz de láser pulsado y la detección de la señal reflejada (Shan & Toth, 2018). A partir de esa información es posible determinar la distancia entre el dispositivo emisor y el objeto o la superficie.

Esta tecnología ha abierto un campo extraordinario para el posicionamiento terrestre y la obtención de información en tres dimensiones de la superficie terrestre. Así, resulta de especial interés para la producción de modelos digitales del terreno. Además, uno de los grandes beneficios que aporta el sistema LIDAR es su capacidad para registrar múltiples señales de retorno reflejadas desde un mismo punto. Como señala Holden (2005), esto permite la genera-

ción de modelos de la cobertura vegetal al tiempo que ofrece una precisa representación de la superficie terrestre. De este modo, dentro de los modelos digitales de elevaciones distinguimos como DSM aquellos que incorporan objetos que no están en la superficie como la altura de las edificaciones o los árboles, mientras que denominamos DTM a los modelos que solo representan la superficie terrestre. Como se apuntó con anterioridad, la clasificación de los datos LIDAR, es decir, la separación de las diferentes señales de retorno permite diferenciar los pulsos que corresponden a elementos de la superficie terrestre de los que no. Esto es especialmente relevante para la identificación de la vegetación, su monitorización y, por tanto, la clasificación LIDAR se ha convertido en un importante campo de investigación (Vosselman y Maas, 2010).

En España, el proyecto PNOA-LIDAR comenzó en 2009 con la finalidad de obtener una cobertura completa. Se establecieron varias campañas y la primera cobertura finalizó en 2015. Ese mismo año comenzaron los vuelos y la adquisición de datos de la segunda cobertura. Desde entonces varias investigaciones han puesto el foco en las posibilidades que ofrecen los datos LIDAR del PNOA para la actualización de los mapas de vegetación. Tomé Morán *et al.* (2013) destacan que la actualización del mapa forestal mediante la incorporación de información LIDAR proporciona una notable reducción de costes en las tareas de inventario. Tomé Morán *et al.* (2014:198) apuntan que «en España en general tenemos la ventaja de ser uno



Figura 1. Ortofotografía del meandro de La Vega.

de los únicos países con cobertura LIDAR a nivel nacional». Así, las investigaciones a nivel internacional se aproximan, en mayor medida, a la generación de cartografía automática por métodos clásicos de la teledetección como las clasificaciones no supervisadas y evaluadas mediante matrices de confusión.

A diferencia de la gran mayoría de las investigaciones precedentes en la literatura académica, la propuesta metodológica de esta comunicación no tiene como objetivo la aplicación de métodos de clasificación no supervisada, sino que su objetivo principal es el de mostrar las posibilidades plásticas que aportan las texturas de la vegetación obtenidas a partir de vuelos LIDAR. Por este motivo, esta propuesta metodológica se engarza en la tradición de

la semiología gráfica y, sobremanera, en trabajos precedentes como son los que elaboran cartografía temática en la que se otorga un papel fundamental a la evocación fisonómica y a la interpretación dinámica de la vegetación a partir del uso del color, tomando como referencia el método cartográfico de Henri Gausson (1936), o la combinación de elementos geomorfológicos y fitobiogeográficos en la expresión del paisaje, como es el caso del esbozo biogeográfico de la Liébana concebido por Georges Bertrand (1964). En este sentido, y tomando como punto de partida la necesidad de facilitar la lectura cartográfica y de mejorar la comunicación de los estudios del paisaje y la ordenación del territorio, Rodríguez Pérez y Castañón Álvarez (2016) apuntan la conveniencia

de que la cartografía del paisaje adquiera una mayor expresividad inspirándose en la cartografía analítica e incluso en la topográfica. Este hecho fue puesto en práctica con la propuesta de una metodología que incorpora las texturas de las formaciones vegetales como elemento que dota de mayor plasticidad a la representación cartográfica. Por todo ello, esta comunicación se plantea las siguientes preguntas de investigación: i) ¿cómo incorporar las texturas obtenidas a través de la información de LIDAR a los mapas de vegetación?. ii) ¿la combinación de información LIDAR, modelos digitales y ortofotografía aérea facilita la producción de mapas de vegetación más expresivos? Estas cuestiones son objeto de aplicación en un espacio concreto situado en la periferia de Oviedo.

El área de estudio seleccionada para realizar este ensayo cartográfico tiene 4 kilómetros cuadrados y se localiza entre los concejos de Oviedo y Las Regueras, situados en el área central de Asturias. Su topografía, suavemente ondulada, se encuentra recortada en este tramo por el río Nora, curso fluvial que en su discurrir de norte a sur dibuja el marcado meandro de La Vega que se observa en el centro de la imagen, encajándose más de 150 metros en las areniscas ferruginosas de la formación Naranco (Devónico medio). Tal como se aprecia en la imagen, se trata de un espacio intensamente humanizado, en el que la actuación desarrollada a lo largo del tiempo por el hombre ha tenido como consecuencia una sustitución prácticamente generalizada de las formaciones arbóreas caducifolias naturales por áreas de prado o de aprovechamiento agrícola y por plantaciones foresta-

les, fundamentalmente de eucalipto (*Eucalyptus globulus*). Por lo que hace referencia a los bosques naturales, su presencia se limita al bosque de ribera que acompaña al río Nora, correspondiéndose fundamentalmente con alisedas (*Alnus glutinosa*) y pequeños bosquetes de sauces (*Salix alba*) (Poblete Piedrabuena *et al.*, 2014) y, allí donde los suelos son más profundos, manchas de robledal, integradas por carbayos (*Quercus robur*), fresnos (*Fraxinus excelsior*) y arces (*Acer pseudoplatanus*). Finalmente resta referirse, para completar esta breve descripción del mosaico vegetal, a la creciente importancia de las formaciones de matorral (brezales-tojales, helechales, aulagares) que, presentes en los espacios con suelos más pobres en nutrientes, se van progresivamente adueñando de las áreas de prado que van siendo abandonadas, dinámica especialmente visible en el cuadrante suroccidental del área cartografiada. En la parte izquierda de la imagen, se observa parte de la entidad de población de El Escamplero mientras que hacia el sur aparecen algunas edificaciones correspondientes al núcleo de Gallegos, pudiendo reconocerse todavía parte de los elementos del paisaje agrario tradicional, como son los longueros que conformaban las antiguas erías.

## 2. Datos y metodología

La propuesta metodológica parte del modelo digital de superficies normalizado de la clase vegetación correspondiente a la primera cobertura del proyecto PNOA-LIDAR. Este proyecto se inició en 2009 y se encuentra en la actualidad completando la toma de datos para la segunda cobertura. Sin embargo, en el área de estudio no se disponen de datos LIDAR de la segunda cobertura. Así pues, los ficheros LIDAR corresponden a los lotes 258, 260, 262, 744, 746 tomados entre mayo y octubre de 2012. De acuerdo con la información disponible en la web del PNOA el sensor principal utilizado fue el RIEGL LMS-Q680 cuya densidad de puntos es de 0,5 puntos/m<sup>2</sup>. Estas imágenes ráster han sido obtenidas mediante descarga desde el portal web del Centro de Descargas del Centro Nacional de Información Geográfica (CNIG), organismo autónomo del Instituto Geográfico Nacional (IGN).

Además, en el CNIG se ofrecen dos productos que han sido utilizados para esta investigación; por un lado, el Modelo Digital de Superficies Vegetación – MDSnV2,5, que se corresponde con el modelo digital de superficies normalizado a partir de la clase vegetación de la primera cobertura, con un paso de

mallado de 2,5 metros y, por otro, el Mapa LIDAR, un modelo digital de superficies sombreado al que se le han superpuesto las capas procedentes de la rasterización de las clases edificación y vegetación. Estos dos productos se han obtenido para la hoja 28 del Mapa Topográfico Nacional 1 : 50 000. Asimismo, de la misma fuente se han obtenido la ortofotografía del PNOA de máxima actualidad (2020) y el modelo digital del terreno MDT05 elaborado a partir de los datos obtenidos en la primera cobertura, con un paso de mallado de 5 metros.

Una vez obtenida la información se procedió a su integración en el sistema de información de *software* libre y código abierto QGIS. Se generó, en un primer momento el modelo digital del relieve (*hillshade*) y se delimitó el ámbito de estudio. A partir de la imagen aérea y de las texturas obtenidas del vuelo LIDAR se digitalizaron las formaciones vegetales mediante un proceso de clasificación supervisada basada en fotointerpretación. Los polígonos que delimitan las formaciones vegetales fueron coloreados de acuerdo con los criterios ecológicos y dinámicos establecidos en su momento por Henri Gaussen (1936).

## 3. Resultados y discusión

A partir de la ortofotografía y de los productos derivados de vuelos LIDAR; esto es, mapa LIDAR, modelo digital del terreno y modelo normalizado de superficies de vegetación, mediante fotointerpretación y consultando la cartografía temática existente (INDUROT, 1994), se

han elaborado dos mapas. El primero de ellos se concibe como una aproximación inicial a las unidades homogéneas de vegetación, agrupándose las diferentes formaciones vegetales en función de su textura, esto es, la que proporciona el porte (arbóreo, arbustivo y herbáceo)





Figura 2. Mapa de vegetación de síntesis del meandro de La Vega, con la delimitación de las unidades de acuerdo con las texturas proporcionadas por el porte y el grado de recubrimiento.

Figura 3. Mapa de vegetación de detalle del meandro de La Vega.

y el grado de recubrimiento (formación cerrada, abierta y pies aislados); esta información sintética sería útil en sí misma como base para la elaboración de un mapa de unidades de paisaje. En el segundo de los mapas, manteniendo la diferenciación anterior derivada de la textura, se busca un mayor nivel de detalle, representándose las formaciones vegetales de acuerdo con la especie o especies vegetales dominantes. Ambos mapas incorporan las curvas de nivel

extraídas del MDT05 y las texturas de las imágenes LIDAR. De este modo se enriquece la lectura de la imagen, que adquiere así una mayor expresividad.

De acuerdo con lo indicado con anterioridad, los colores del mapa se corresponden con lo establecido por Gaussen (1936) en su método cartográfico. Así, las variables climáticas se sintetizan mediante el empleo de colores que van desde el amarillo que se asocia a la sequía, el azul a la humedad, el rojo

al calor, el negro a la sombra y el violeta o el rosa a la intensa luminosidad. De la mezcla de estos colores básicos se generan otros en función de las variables ecológicas más determinantes en cada una de las formaciones vegetales presentes en el área de estudio.

De modo complementario, el método de Gaussen emplea distintas tonalidades de un mismo color con la intención de representar los diferentes estadios fisonómicos, lo que resul-

ta ilustrativo de la dinámica vegetal. El método que fue introducido en España en el mapa de 1944 de la vegetación de los Picos de Europa (Castañón Álvarez y Frochoso Sánchez, 2007) fue aplicado posteriormente en las hojas del mapa de vegetación de Francia a escala 1 : 200 000 como señalan Rodríguez Pérez y Castañón Álvarez (2016).

A modo de discusión se ha considerado oportuno incluir una serie de reflexiones acerca de la interpretación



de los resultados y su relación con las investigaciones precedentes. Así, a diferencia de la investigación llevada a cabo por Tomé Morán *et al.* (2013) los modelos digitales del terreno han sido obtenidos directamente del CNIG y no se han generado a partir de las nubes de puntos. En esa misma línea, no se han reclasificado los puntos de vegetación, sino que se ha partido del subproducto de modelo de vegetación normalizada. En lo relativo al tratamiento de las texturas de las formaciones vegetales, como apuntan Rodríguez Pérez y Castañón Álvarez (2016), su incorporación en los mapas de vegetación mejora su lectura si bien, a diferencia del método seguido por los autores, en esta ocasión, han sido obtenidas a partir del modelo digital normalizado de superficies de vegetación y complementado con las ortofotografías de máxima actualidad y no generadas mediante programas de diseño vectorial. Gran parte de las características fisionómicas se manifiestan como texturas fundidas con el sombreado del relieve, recurso que intenta trasladar la impresión plástica que en la naturaleza produce la superposición de la rugosidad de la vegetación al relieve subyacente (Rodríguez Pérez y Castañón Álvarez, 2016), efecto que el mapa LIDAR y el mapa de vegetación derivado de esta fuente de información realza notablemente. De este modo se da un papel protagonista a la fisionomía de la vegetación y más concretamente al porte (formaciones arbóreas, formaciones arbustivas y formaciones herbáceas) y al grado de recubrimiento (formaciones cerradas, abiertas y pies aislados), aspecto de sumo interés por su trascendencia en la configuración del paisaje,

diferenciándose, tal como se aprecia en la Figura 2, las siguientes categorías:

1. Formaciones arbóreas de frondosas caducifolias (carballedas, bosque de ribera, bosques mixtos de fresnos y arces, plantaciones de castaños...) cerradas y abiertas.
2. Formaciones arbóreas de frondosas perennifolias (plantaciones de eucalip-tos) cerradas y abiertas.
3. Formaciones arbustivas (aulagares, brezales-tojales, helechales...) cerradas, abiertas y con árboles dispersos.
4. Formaciones herbáceas y áreas de cultivo.
5. Cierres vegetales (sebes)
6. Antrópico (edificios, carreteras, canteras...).

Finalmente, en función de la escala, también es posible realizar una interpretación de los resultados obtenidos, puesto que como señala Lacoste (1977:58): «El juego de escalas es fundamental para comprender cualquier fenómeno representado espacialmente ya que la realidad aparece diferente según la escala utilizada». La comparación del mapa LIDAR de la hoja completa a escala 1 : 25 000 ofrece una lectura diferente. Mientras que en el ejemplo utilizado para la elaboración del mapa de vegetación de la periferia de Oviedo se ha optado por una representación a escala 1 : 10 000,, lo que requiere de un mayor grado de detalle en la delimitación de las formaciones vegetales, en el caso de emplear toda la hoja, es decir a una escala menor, el nivel de análisis cambia, obligando a una lectura más sintética de las unidades de vegetación. Lo que por otro lado facilita la identificación de unidades paisajísticas homogéneas.

## 4. Conclusiones

La introducción de la tecnología LIDAR en las técnicas cartográficas ha supuesto una importante innovación. Como ha venido sucediendo históricamente, cada novedad técnica genera nuevos productos cartográficos de representación del paisaje. Así, la información LIDAR proporciona una extraordinaria fuente de información de la superficie terrestre. La combinación de técnicas de fotointerpretación de las imágenes aéreas con apoyo de los mapas LIDAR ofrece la posibilidad de producir mapas de vegetación que incorporen el relieve de la superficie terrestre y las texturas de las formaciones vegetales. Por este motivo, se propone una propuesta metodológica que aprovecha esta información y se enmarca en la tradición de la

elaboración de cartografía temática de la vegetación. En especial, en la línea de aquellos trabajos que tienen como finalidad la explicación del paisaje, la evocación fisonómica y su interpretación dinámica. Para tal fin se ha seleccionado un área de estudio en la periferia de Oviedo que sirve como prueba para acometer esta propuesta en la que a partir de datos LIDAR, ortofotografías y fotointerpretación se digitalizan las formaciones vegetales no solo con la finalidad de diferenciarlas mediante colores sino introduciendo las texturas, lo que dota a los mapas elaborados de una de mayor plasticidad y expresividad gráfica, aspecto que resulta especialmente interesante en la elaboración de los mapas de paisaje.

## 5. Referencias

- BERTRAND, G. (1964). «Esquisse biogéographique de la Liébana (Massif Cantabrique, Espagne). La dynamique actuelle des paysages». *Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, 35(3), 225-262.
- CASTAÑÓN ÁLVAREZ, J. C., FROCHOSO SÁNCHEZ, M. (2007). «La naturaleza del paisaje en el Parque Nacional de los Picos de Europa», en: MARTÍNEZ DE PISÓN, E. y ORTEGA, N. (Eds.). *La conservación del paisaje en los Parques Nacionales*. Madrid: UAM-FDS.
- GAUSSEN, H. (1936). «Le choix des couleurs dans les cartes botaniques». *Bulletin Soc. Bot. De France*, 83, 474-480.
- NDUROT (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.
- HOLDEN, J. (Ed.). (2005). *An introduction to physical geography and the environment*. Harlow, Pearson Education.
- LACOSTE, Y. (1977). *La geografía: un arma para la guerra*. Barcelona: Anagrama.
- POBLETE PIEDRABUENA, M. Á., RUIZ FERNÁNDEZ, J., BEATO BERGUA, S., MARINO ALFONSO, J. L., GARCÍA, C., & GALLINAR CAÑEDO, D. (2014). «Las saucedas en las riberas meandriformes del Nora en Priañes y del Deva en Buelles (Asturias)», en Cámara Artigas, R., Rodríguez Pérez, B. y Muriel Gómez, J. L. (Eds.). *Biogeografía de Sistemas Litorales*. Dinámica y Conservación. Sevilla, Universidad de Sevilla, pp. 391-395.
- RODRÍGUEZ PÉREZ, C., & CASTAÑÓN ÁLVAREZ, J. C. (2016). «Modos de representación cartográfica de las unidades de paisaje: revisión y propuestas». *Ería, revista cuatrimestral de Geografía* (99-100), 15-40.

SHAN, J., & TOTH, C. K. (Eds.). (2018). *Topographic laser ranging and scanning: principles and processing*. Florida, CRC press.

TOMÉ MORÁN, J. L., SANJUANBENITO GARCÍA, P., & FERNÁNDEZ LANDA, A. (2013). «Cartografía de vegetación en la comunidad de Madrid utilizando información LiDAR del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA)». *Congresos Forestales; Sociedad Española de Ciencias Forestales*. Vitoria-Gasteiz, pp. 2-14.

TOMÉ MORÁN, J., FERNÁNDEZ LANDA, A., & RANZ VEGA, P. (2014). «Elaboración de cartografía forestal en canarias a partir de datos LIDAR». *En Investigación, gestión y técnica forestal, en la región de la Macaronesia*. Colegio de Ingenieros de Montes, pp. 185-200.

VOSSELMAN, G., & MAAS, H. G. (Eds.) (2010). *Airborne and terrestrial laser scanning*. Florida, CRC press.

## ANÁLISIS DE ÍNDICES DE VEGETACIÓN DE LOS SABINARES DE EL HIERRO CON IMÁGENES DE SATÉLITE DE MUY ALTA RESOLUCIÓN

Montserrat Salvà<sup>1</sup>, Sergio Campo<sup>1</sup>, Ángel Romo<sup>2</sup>, Ferran Salvador<sup>1</sup>, Amparo Cortés<sup>3</sup>, Pedro A. Padrón<sup>4</sup> y Adam Boratyński<sup>5</sup>

### Resumen

La extensión actual de los sabinares de *Juniperus canariensis* en las islas Canarias es inferior a su área potencial, debido a causas antrópicas y ambientales, presentándose en forma fragmentada. El objetivo principal de este trabajo es determinar los índices de vegetación que describen mejor la cubierta vegetal de los sabinares de El Hierro con imágenes de satélite de muy alta resolución. Se determinaron nueve índices de vegetación (NDVI, RDVI, MSR, GNDVI, WDRVI, LNDVI, SAVI, MSAVI y OSAVI) para toda la isla, así como el índice de área foliar y la fracción de cobertura vegetal del sabinar. Han sido precisas correcciones geométricas y atmosféricas de las imágenes de GeoEye para obtener datos comparables. Las imágenes se recogen a 0,41 m de datos pancromáticos y 1,65 m de datos multiespectrales de 4 bandas en franjas de 15,2 km. MSAVI y MSR resultaron los más adecuados para identificar las áreas ocupadas por el sabinar y poder adoptar las medidas adecuadas de conservación de estos sabinares considerando en paralelo otros parámetros (edáficos y microclimáticos).

**Palabras clave** *Juniperus canariensis, GeoEye, Índices de vegetación, MSAVI, MSR*

**Abstract** Analysis of vegetation indices of El Hierro juniper woodland with very high-resolution satellite images

The current extension of *Juniperus canariensis* junipers in the Canary Islands is less than its potential area, due to anthropic and environmental causes, presenting itself in a fragmented manner. The main objective of this work is to determine the vegetation indices that best describe the vegetation cover of the El Hierro juniper groves with very high-resolution satellite images. Nine vegetation indices NDVI, RDVI, MSR, GNDVI, WDRVI, LNDVI, SAVI, MSAVI and OSAVI were determined for the entire island, as well as the leaf area index and the vegetation cover fraction of the juniper. Geometric and atmospheric corrections of the GeoEye images have been required to obtain comparable data. Images are collected at 0.41 m of panchromatic data and 1.65 m of 4-band multispectral data in 15.2 km strips. MSAVI and MSR were the most adequate to identify the areas occupied by the juniper forest and to be able to adopt the appropriate conservation measures for these juniper groves considering other parameters (edaphic and microclimatic) at the same time.

**Keywords** *Juniperus canariensis, Geoeeye, vegetation indices, MSAVI, MSR*

<sup>1</sup>Departament de Geografia/Universitat de Barcelona. <sup>2</sup>Institut Botànic de Barcelona/CSIC-AB.

<sup>3</sup>Departament de Biologia, Sanitat i Medi Ambient/Universitat de Barcelona. <sup>4</sup>Cabildo de El Hierro.

<sup>5</sup>Institute of Dendrology/Polish Academy of Sciences <sup>1</sup>salva@ub.edu

## 1. Introducción

Los índices de vegetación resultan de las combinaciones de las bandas espectrales registradas por los satélites de teledetección, con el fin de destacar la cubierta vegetal en función de su respuesta espectral, atenuando otros componentes como el suelo, la iluminación, etc. Para ello se realizan operaciones algebraicas entre distintas bandas espectrales. El resultado permite obtener una nueva imagen donde se destacan gráficamente determinados píxeles relacionados con parámetros de las coberturas vegetales: densidad o el índice de área foliar; también determinadas propiedades como, por ejemplo, el contenido en agua (Peñuelas *et al.*, 1997) o el contenido de clorofila (Ustin *et al.*, 1999). A partir de los valores de cada píxel se obtiene la reflectividad y, a continuación, los índices de vegetación y finalmente la cobertura vegetal.

## 2. Métodos y materiales

### 2.1. Área de estudio

Los índices se han calculado para la isla de El Hierro situada entre los 27° 37' 33" N y los 27° 51' 00" oeste (Figura 1). El Hierro presenta cierta fragmentación de las áreas de sabinas, que contactan con la laurisilva y el fayal-brezal en la parte norte, con el tabaibal dulce en el oeste y con los pinares del pino de Canarias en el sur. En El Hierro, el impacto antrópico está relacionado con el incremento de la superficie dedicada al cultivo, sobre todo en áreas próximas a los núcleos de población. Los estudios más recientes (Del Arco *et al.*, 2006), constatan que el sabi-

nar en El Hierro ocupa solo una fracción de su área óptima en la isla. Los principales factores que afectan a los índices de vegetación son la reflectividad del suelo, la cantidad de vegetación y la geometría de la vegetación (ángulo de la hoja) (Rondeaux *et al.*, 1996; Haboudane *et al.*, 2004). El primer factor implica realizar una distinción precisa entre vegetación y suelo, ya que la fracción de hojas o vegetación en un píxel provoca cambios en el índice de vegetación. El segundo está relacionado con la cantidad de componentes bioquímicos, y el tercero, con factores estructurales. Hay un cuarto factor que añade Jones y Vaughan (2010), como son los cambios producidos en el rojo y en el IRC, como la variación en el ángulo de iluminación o en la fracción visible del área sombreada. Todos estos factores hacen que los índices de vegetación varíen a nivel espacial y estacional (Viña *et al.*, 2011).

nar en El Hierro ocupa solo una fracción de su área óptima en la isla.

### 2.2. Datos

Para el estudio se han utilizado imágenes GeoEye-1 en formato GeoTIFF, tanto multiespectrales como pancromáticas. El nivel de procesamiento de las imágenes utilizadas (Geo3, *Standard Geometrically Corrected*) no incluye la ortorrectificación ni la rectificación. Aunque el satélite obtiene imágenes multiespectrales de 1,65 m y pancromáticas en 0,41 m, las imágenes han estado ajustadas a una resolu-

ción de 2 m y 0,5 m. Sí que se realizaron la corrección geométrica, muy complicada por la orografía de la isla, y la corrección radiométrica que incluye la atmosférica y la topográfica (Campo, 2018).

### 2.3. Cálculo de los índices

Para el presente estudio se han seleccionado los siguientes índices de vegetación: NDVI, RDVI, MSR, GNDVI, WDRVI, LNDVI, SAVI, MSAVI, OSAVI, índices normalizados todos, los cuales se han clasificado en dos grupos, el NDVI y los que derivan de este índice y el SAVI y los que se obtienen a partir de este índice.

- **Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)**. Propuesto por Rouse *et al.* (1973, 1974), es el índice más utilizado. Se obtiene a partir del contraste espectral del rojo y del IRC.
- **Renormalized Difference Vegetation Index (RDVI)**. Este índice pretende combinar las ventajas de los índices DVI y NDVI, según Roujean y Breon (1995).
- **Modified Simple Ratio (MSR)**. Chen (1996) propuso este índice como mejora del RDVI. Pretende obtener una mejor linealidad respecto a diferentes valores biofísicos. Este índice, respecto al NDVI, es menos sensible a los cambios de las propiedades ópticas y geométricas de la cubierta vegetal y de la geometría de la observación.
- **Green Normalized Difference Vegetation Index (GNDVI)**. Este índice establece una relación entre la banda del IRC y la del verde. Propuesto por Gitelson *et al.* (1996), se determinó a partir de encontrar el rango de mayor sensibilidad para la clorofila. La franja de verde para el GeoEye-1 está entre 520 y 600 nm, y por lo tanto, la máxima concentración de clorofila. Los objetivos de este ín-

dice son que sea sensible a los efectos atmosféricos (los autores del índice utilizan la presencia de clorofila para valores inferiores a 520 nm y a 670 nm —hojas amarillo verdoso a verde oscuro—, siendo una corrección la diferencia de radiancia entre el azul y el rojo) y que sea constante a los componentes que no sean clorofila (utilizando rangos donde la reflectividad se vea influenciada de manera significativa por la clorofila y no por otros pigmentos, siendo en el rango 520–630 nm y cerca de 700 nm).

- **Wide Dynamic Range Vegetation Index (WDRVI)**. Este índice propuesto por Gitelson (2004), pretende corregir la poca sensibilidad del NDVI para densidades altas de vegetación. Para ello introduce un coeficiente que disminuya la diferencia entre los valores de la reflectividad en el IRC y en el rojo. Con ello se consigue que para valores de pIRC mucho mayores que de pR (que son los que provocan la saturación del NDVI) la relación de la ecuación no sea la unidad.
- **Linearization of Normalized Difference Vegetation Index (LNDVI)**. Para establecer una linealidad entre el NDVI y la fracción de cobertura vegetal y minimizar el problema de la saturación del NDVI en zonas con mucha vegetación, Jiang *et al.* proponen este índice en 2010.
- **Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI)**. Huete (1988) propuso un índice para minimizar las influencias del brillo del suelo. El índice SAVI minimiza la influencia del suelo en la reflectividad, ayudando a disociar la respuesta espectral del suelo y de la vegetación en cubiertas discontinuas (Huete, 1988; Gilabert *et al.*, 2002; Serra y Pons 2013). El índice implica a las bandas del IRC y del rojo.

- **Modified Soil Adjusted Vegetation Index (MSAVI).** Este índice, propuesto por Qi *et al.* (1994), modifica el SAVI variando la constante L por una función que es inversamente proporcional a la cantidad de vegetación, por lo que no son necesarios parámetros del suelo ya que sus efectos son en función de las diferentes densidades de coberturas. El MSAVI, que varía de -1 a 1, minimiza el efecto del suelo desnudo y aumenta el rango de los valores de vegetación.

- **Optimization Soil Adjusted Vegetation Index (OSAVI).** Rondeaux *et al.* (1996) proponen una variación para el índice SAVI.

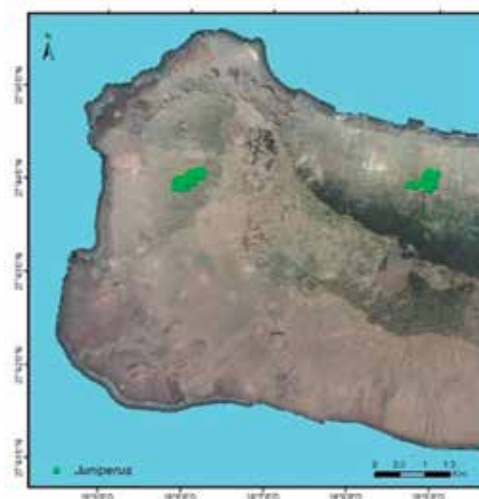


Figura 1. Localización de *Juniperus canariensis* para la obtención del LAI. Fuente: elaboración propia a partir de ortofotografías del CNIG.

### 2.4. Fracción de cobertura vegetal (fc)

La fracción de cobertura vegetal (fc) es un parámetro biofísico que se define como «el porcentaje de la proyección vertical del área de vegetación verde respecto del área estadística total» (Wang *et al.*, 2017). Este indicador (fc) se ha usado para comparar los índices de vegetación en la zona noroeste de la isla, donde se hallan las mayores extensiones de sabinar. Para el cálculo de la fracción de cobertura vegetal se han seleccionado 50 puntos de control.

### 2.5. Leaf area index (LAI)

El *leaf area index* (LAI) mide la densidad de hojas. Las hojas influyen en muchos procesos fisiológicos vegetales como la fotosíntesis, la transpiración y el intercambio de CO<sub>2</sub> (Nemani *et al.*, 1993; Reichstein *et al.*, 2003, Cowling y Field, 2003). Este índice permite determinar la absorción y la transmitancia de la ra-

diación por el dosel vegetal. Por lo tanto, para estudios de ecosistemas vegetales es de gran importancia su cálculo (Jarvis y Leverenz, 1983; Asner *et al.*, 2003; Le Maire *et al.*, 2008), sobre todo en la obtención del balance energético de la cubierta y para la fotosíntesis. Para el cálculo del LAI se han seleccionado 100 puntos de control a partir de las ortofotografías correspondientes a *Juniperus canariensis* de La Dehesa y de Sabinosa y se ha obtenido el índice de área foliar de los índices de vegetación (Figura 1).

### 2.6. Eficacia de los índices de vegetación

Para determinar la eficiencia de los índices de vegetación, de la fc y del LAI en el noroeste de la isla, se ha obtenido el coeficiente C de Leprieur, el *Range Error Ratio* (RER), el *Noise Equivalent* (NE) y el p valor.

## 3. Resultados y discusión

### 3.1. Fracción de cobertura vegetal (fc)

Para el máximo de fracción de cobertura vegetal el índice MSR es el que presenta el máximo de reflectividad. Los índices que presentan altos valores de reflectividades son el LNDVI, NDVI, GNDVI y WDRVI, mientras que el RDVI, SAVI, OSAVI y MSAVI muestran los valores más bajos. En la Figura 2 se representa la distribución espacial de los diferentes valores de la fracción de cobertura vegetal.

Los valores máximos y mínimos de la fc en los puntos seleccionados del sabinar en La Dehesa y en Sabinosa se muestran en la Tabla 1. El ajuste se ha hecho mediante una regresión lineal. Los índices que presentan un menor rango de reflectividad son el MSR y el MSAVI. El índice MSR muestra los menores valores de la fracción de cobertura vegetal tanto para el valor máximo del rango como para el mínimo.

	NDVI	RDVI	MSR	GNDVI	WDRVI	LNDVI	SAVI	MSAVI	OSAVI
<b>Máximo</b>	0,57	0,35	0,074	0,44	0,26	0,33	0,28	0,21	0,36
<b>Mínimo</b>	0,33	0,21	0,037	0,21	0,13	0,17	0,1	0,13	0,18
<b>a</b>	0,1405	0,0574	0,206	0,2244	-0,5358	0,0444	0,0543	0,0819	0,0785
<b>b</b>	0,8454	0,5568	15,305	0,7665	1,4918	1,152	0,6076	0,787	0,6012
<b>RMSE</b>	0,0743	0,0627	-	0,1488	0,4441	0,0849	0,0332	0,0181	0,0430

Tabla 1. Valores máximos y mínimos de la fracción de la cobertura vegetal para los diferentes índices de vegetación en sabinar: a y b son los parámetros de la función  $IV=a+b \cdot fc$ .

### 3.2. Leaf area index (LAI)

En la Figura 3 se observan los valores más elevados en la zona noreste donde se encuentra el sabinar húmedo con máximos del LAI. Los índices MSR y MSAVI son los que presentan más homogeneidad con valores bajos del LAI ocupando la mayor parte de La Dehesa para valores de 0 a 0,5 para el MSAVI y de 0 a 0,2 para el MSR, mostrando un claro contraste entre el sabinar seco y el húmedo.

En la Tabla 2 se muestran los resultados de la localización de *Juniperus*

*canariensis* en La Dehesa. Hay que tener en cuenta que, la precisión de estos resultados es función de la representatividad de los puntos de control que, en este caso, como se explica en la metodología, fueron de 100 puntos.



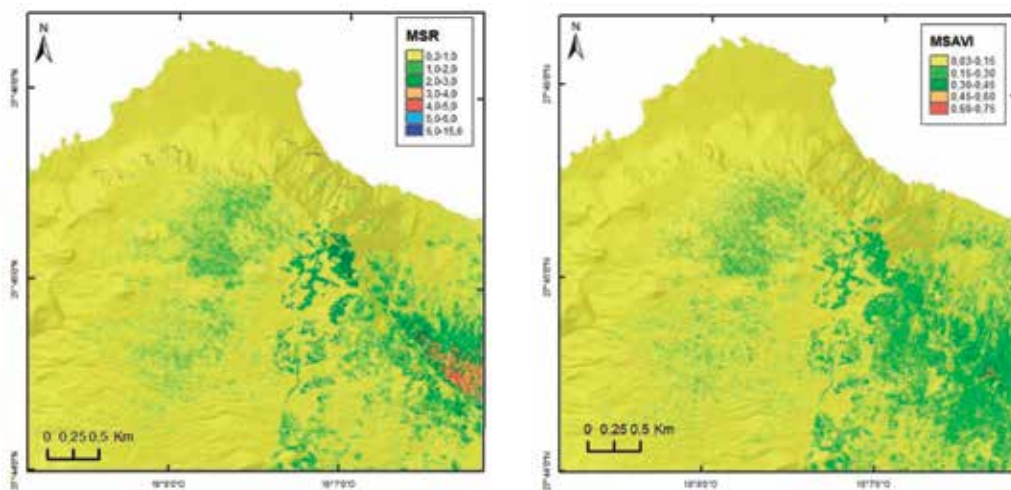


Figura 2. Valores de la fc para los índices de vegetación MSR y MSAVI en el NW El Hierro. Fuente: elaboración propia.

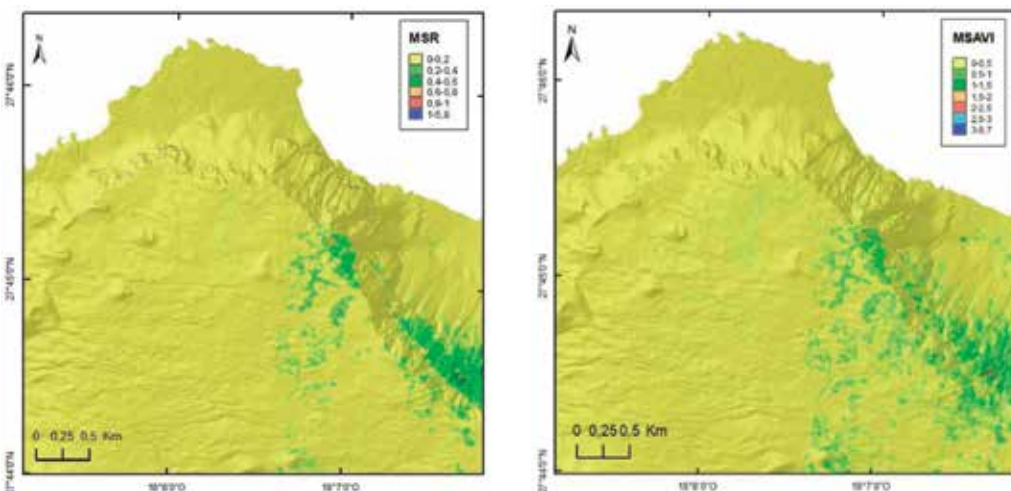


Figura 3. Valores del LAI para los índices de vegetación en el sabinar de La Dehesa. Fuente: elaboración propia.

	NDVI	RDVI	MSR	GNDVI	WDRVI	LNDVI	SAVI	MSAVI	OSAVI
Máximo	1,2068	0,5816	0,0481	0,9107	0,5151	0,5800	0,4971	0,3637	0,7271
Mínimo	0,6877	0,2728	0,0262	0,4867	0,2444	0,3093	0,1705	0,1234	0,3041
a	0,2982	0,3118	22,065	0,3069	0,7400	0,5343	0,3473	0,4331	0,2916
b	0,2207	0,0683	0,2070	0,2699	0,5186	0,0713	0,0629	0,0384	0,1001
RMSE	0,4390	0,2300	-	0,2110	0,6140	0,9430	0,1670	0,1070	0,2720

Tabla 2. Valores del LAI para los diferentes IV: a y b son los parámetros de la función IV=a+b·LAI. Fuente: elaboración propia

	NDVI	RDVI	MSR	GNDVI	WDRVI	LNDVI	SAVI	MSAVI	OSAVI
Leprieur	0,62	0,38	0,08	0,62	-0,16	0,29	0,28	0,19	0,40
RER	3,23	2,23	-	1,55	0,29	1,88	5,42	4,42	4,19
NE	0,088	0,110	-	0,190	0,300	0,074	0,055	0,023	0,072

Tabla 3. Resultados del coeficiente de Leprieur, RER y NE para los índices de vegetación en el rango de los valores de la fc en los puntos de control del *Juniperus canariensis*. Fuente: elaboración propia.

### 3.3. Eficacia de los índices de vegetación

Los valores que se muestran en la Tabla 3 indican que para el coeficiente de Leprieur el índice MSR presenta una mayor eficacia en la sabina, ya que la relación de eficacia de un índice de vegetación es inversamente proporcional al coeficiente C. En cambio, el NDVI y el GNDVI son los que presentan los valores más altos. Para el modelo RER, como la relación de eficacia es directa, los índices SAVI y MSAVI son los que proporcionan mayor sensibilidad. En el caso del NE los mejores índices que detectan cambios cuantitativos en la fracción de cobertura vegetal son el MSAVI y el SAVI, debido a que la mejor sensibilidad es inversamente proporcional a los valores de NE.

Los resultados de los métodos aplicados se muestran en la Tabla 4. A par-

tir de los valores del LAI en la sabina, el coeficiente de Leprieur indica que el MSR y el MSAVI presentan los mejores resultados, ya que se obtienen los valores menores de este coeficiente. El NDVI y el GNDVI muestran los peores resultados. Si observamos los resultados que proporciona el método RER, los valores más altos corresponden al MSAVI, al GNDVI y al SAVI, mientras que LNDVI y WDRVI muestran menor eficiencia. Finalmente, el modelo *Noise Equivalent* (NE) indica una mayor sensibilidad para el MSAVI y el SAVI. En este modelo, como la función de regresión entre los índices de vegetación y el LAI es lineal, su derivada es constante y, por lo tanto, los valores del NE de cada índice de vegetación no cambian en función del LAI.

	NDVI	RDVI	MSR	GNDVI	WDRVI	LNDVI	SAVI	MSAVI	OSAVI
Leprieur	1,7	0,65	0,047	-0,33	0,58	0,51	0,32	0,86	0,40
RER	1,18	1,34	-	2,01	0,44	0,29	1,96	2,25	1,56
NE	1,47	0,74	-	0,69	0,83	1,76	0,48	0,39	0,93

Tabla 4. Resultados del coeficiente de Leprieur, RER y NE para los índices de vegetación en el rango de los valores del LAI en los puntos de control del *Juniperus canariensis*. Fuente: elaboración propia.

	Coefficientes	Índices de vegetación
LAI	Leprieur RER* NE* Sensibilidad RMSE	MSR, MSAVI MSAVI, GNDVI MSAVI, SAVI MSAVI, SAVI MSAVI
fc	Leprieur RER* NE* Sensibilidad RMSE	MSR, WDRVI SAVI, MSAVI MSAVI, SAVI MSR, WDRVI MSAVI, SAVI
p	t-valor	MSR, MSAVI

Tabla 5. Índices de vegetación que presentan mejores resultados para el LAI y la fracción de cobertura vegetal en la sabina. (\*) No determinado para MSR. Fuente: elaboración propia.

Se puede establecer, en función de los resultados obtenidos a partir del *leaf area index* y la fracción de cobertura vegetal, que los índices MSAVI y MSR son los que mejor se ajustan a la cobertura de la sabina, seguido del SAVI, aunque

en algunos parámetros concretos también tengan un buen comportamiento el GNDVI y el WDRVI. En la Tabla 5 se presentan de manera cualitativa los resultados de la validación.

#### 4. Conclusiones

Se han calculado nueve índices de vegetación y se han validado los resultados. La aplicación de parámetros biofísicos como el índice del área foliar y la fracción de cobertura vegetal demuestran que el MSAVI, el MSR y el SAVI, describen mejor la cubierta vegetal en los sabinas, con valores máximos del coeficiente de determinación. Cuando se

ha determinado la eficacia de los índices a partir del coeficiente de Leprieur, el *Range Error Ratio* y el *Noise Equivalent*, se observa que el MSAVI y el MSR presentan mejores resultados, siendo los más adecuados para la identificación de la sabina en el área de estudio.

#### Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado por los proyectos de investigación JUNITUR (CSO2011-24425, 2012-2015) «Biogeografía de los sabinas de *Juniperus turbinata* Guss. en la reserva de la biosfera de El Hierro y en el parque nacional de Doñana» de la Secretaría de Estado de Investigación del Ministerio de Ciencia e Innovación, y JUNITUR+ (CSO2015-68500-R MINECO/FEDER, UE, 2016-2019) «Bioclimatología y biodiversidad de los sabinas de *Juniperus turbinata* Guss. en La Palma y El Hierro» de la Secretaría de Estado de Investigación, Desarrollo e Innovación del Ministerio de Economía y Competitividad.

#### 5. Referencias

- ASNER, G. P., BORCHI, C. E. y OJEDA, R. A. (2003): «Desertification in Central Argentina: regional changes in ecosystem carbon-nitrogen from imaging spectroscopy», *Ecological Society of America*, 13, 3, 629-648.
- CAMPO MORENO, S. (2018): *Cartografía de los sabinas de Juniperus turbinata Guss. en la reserva de la biosfera de El Hierro (Islas Canarias) mediante teledetección*. Tesis Doctoral. Departamento de Geografía, Universitat de Barcelona, 250 pp.
- COWLING, S.A. y FIELD, C. B. (2003): «Environmental control of leaf area production: Implications for vegetation and land-surface modeling», *Global Biogeochemical Cycles*, 17, 1007.
- DEL ARCO, M. J., WILDPRET, W., PÉREZ, P. L., RODRÍGUEZ-DELGADO, O., ACEBES, J. R., GARCÍA, A., MARTÍN, V.E., REYES, A., SALAS, M., DÍAZ, M. A., BERMEJO, J. A., GONZÁLEZ, R., CABRERA, M.V. y GARCÍA, S. (2006): *Mapa de Vegetación de Canarias*. GRAFCAN SL, Santa Cruz de Tenerife.
- GILABERT, M. A., PIQUERAS-GONZÁLEZ, J., GARCÍA-HARO, F. J. y MELIÁ, J. (2002): «A generalized soil-adjusted vegetation index», *Remote Sensing of Environment*, 82, 303-310.
- GITELSON, A. A. (2004): «Wide dynamic range vegetation index for remote quantification of biophysical characteristics of vegetation», *Journal of Plant Physiology*, 161(2):165-173.
- GITELSON, A. A., KAUFMAN, Y.J. y MERZLYAK, M.N. (1996): «Use of a green channel in remote sensing of global vegetation from EOS-MODIS», *Remote Sensing of Environment*, 58, 289-298.
- HABOUDANE, D., MILLER, J., PATTEY, E., ZARCO-TEJADO, P. y STRACHAN, I. (2004): «Hyperspectral vegetation indices and novel algorithms for predicting green LAI of crop canopies: Modeling and validation in the context of precision agriculture», *Remote Sensing of Environment*, 90, 337-352.
- Huete, A. R. (1988): «A SOIL-ADJUSTED VEGETATION INDEX (SAVI)», *Remote Sensing of Environment*, 25, 295-309.
- JARVIS, P. G. y LEVERENZ, J.W. (1983): «Productivity of temperate, deciduous and evergreen forests», en Lange, O. L.; Nobel, P. S.; Osmond, C. B. y Ziegler, H. (Eds.) *Physiological Plant Ecology IV. Ecosystem processes: mineral cycling, productivity and man's influence*. Springer-Verlag, Berlin. 233-280.
- JIANG, Z. y HUETE, A. R. (2010): «Linearization of NDVI Based on its Relationship with Vegetation Fraction», *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 76(8), 965-975.

JONES, H. G. y VAUGHAN, R. A. (2010): *Remote sensing of vegetation*. Oxford University Press., New York, NY, USA.

LE MAIRE, G., FRANÇOIS, C., SOUDANI, K., BERVEILLER, D., PONTAILLER, J., BRÉDA, N., GENET, H., DAVI, H. y DUFRÉNE, E. (2008): « Calibration and validation of hyperspectral indices for the estimation of broadleaved forest leaf chlorophyll content, leaf mass per area, leaf area index and leaf canopy biomass », *Remote Sensing of Environment*, 112, 3846-3864.

NEMANI, R. R., PIERCE, L., RUNNING, S. W. y BAND, L. (1993): «Forest ecosystem processes at the watershed scale: Sensitivity to remotely-sensed leaf area index estimates», *Int. J. Remote Sens.*, 14, 2519-2534.

PEÑUELAS, J., PIÑOL, J., OGAYA, R. y FILELLA, I. (1997): «Estimation of plant water concentration by the reflectance Water Index WI (R900/R970)», *International Journal of Remote Sensing*, 18, 13, 2869-2875.

QI, J., CHEHBOUNI, A., HUETE, A. R., KERR, Y.H. y SOROOSHIAN, S. (1994): «A Modified Soil Adjusted Vegetation Index», *Remote Sensing Environment*, 48, 119-126.

REICHSTEIN, M., TENHUNEN, J., ROUPSARD, O., OURCIVAL, J. M., RAMBAL, S., MIGLIETTA, F., PERESSOTTI, A., PECCHIARI, M., TIRONE, G. y VALENTINI, R. (2003): «Inverse modeling of seasonal drought effects on canopy CO<sub>2</sub>/H<sub>2</sub>O exchange in three Mediterranean ecosystems», *Journal of Geophysical Research*, 10, 108 (D23), 4726

RONDEAUX, G., STEVEN, M. y BARET, F. (1996): «Optimization of Soil-Adjusted Vegetation Indices», *Remote Sensing Environment*, 55, 95-107.

ROUJEAN, J. L. y BREON, F. M. (1995): «Estimating PAR Absorbed by Vegetation from Bidirectional Reflectance Measurements», *Remote Sensing of Environment*, 51, 375-384.

ROUSE, J.W., HAAS, R.H., SCHELL, J. A. y DEERING, D. W. (1973): «Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS», *3rd Earth Resources Technology Satellite Symposium, NASA SP-351, I*, 309-317.

ROUSE, J. W., HAAS, R. H., SCHELL, J. A., DEERING, D.W. y HARLAN, J. C. (1974): *Monitoring the vernal advancement of retrogradation (greenwave effect) of natural vegetation*. NASA/GSFC, Type III, Final Report, Greenbelt, MD, USA, 1-371.

SERRA, P. y PONS, X. (2013): «Two Mediterranean Irrigation Communities in Front of Water Scarcity: A Comparison Using Satellite Image Time Series», *Journal of Arid Environments*, 98, 41-51.

USTIN, S. L., SMITH, M. O., JACQUEMOUD, S., VERSTRAETE, M. y GOVAERTS, Y. (1999): «Geobotany: Vegetation mapping for earth sciences» en A.N. Rencz (Ed.) (3rd ed.), *Remote sensing for the earth sciences: Manual of remote sensing*, 3, Wiley, New York, 189-248.

VIÑA, A., GITELSON, A. A., NGUY-ROBERTSON, A. I. y PENG, Y. (2011): «Comparison of different vegetation indices for the remote assessment of green leaf area index crops», *Remote Sensing of Environment*, 115, 3468-3478

WANG, X., JIA, K., LIANG, S., LI, Q., WEI, X., YAO, Y., ZHANG, X. y YTU, Y. (2017): «Estimating Fractional Vegetation Cover from Landsat-7 ETM+ Reflectance Data Based on a Coupled Radiative Transfer and Crop Growth Model», *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 55, 10, 5539-5546.

## LA CALIBRACIÓN DE LA LLUVIA POLÍNICA ACTUAL EN LA REGIÓN CANTÁBRICA

Marc Sánchez-Morales<sup>1</sup>, Ramon Pérez-Obiol<sup>2</sup>, Virginia Carracedo-Martín<sup>3</sup>, Juan Carlos García-Codron<sup>3</sup>, Sara Rodríguez-Coterón<sup>3</sup>, Jordi Nadal<sup>1</sup>, Joan Manuel Soriano<sup>1</sup>, Ana Ejarque<sup>4</sup> y Albert Pèlach<sup>1</sup>

### Resumen

La región cantábrica cuenta con múltiples registros palinológicos que han caracterizado la evolución del paisaje desde el último periodo glacial y especialmente durante el Holoceno. La calibración de la lluvia polínica ha demostrado ser de gran utilidad en la interpretación de los diagramas polínicos para evitar la sobrerrepresentación o la infrarrepresentación de algunos táxones. Este estudio presenta la calibración de la lluvia polínica de distintas formaciones vegetales representativas de Cantabria para explorar la relación entre los principales táxones y su señal polínica. Para ello se han seleccionado 79 muestras de musgos en distintas formaciones, los cuales son excelentes captadores de la lluvia polínica contemporánea. Entre los principales resultados destaca la gran capacidad de dispersión polínica de *Pinus*, la importante señal de *Quercus perennifolia* junto con la nula presencia de *Laurus nobilis* en el encinar cantábrico (*Lauro nobilis-Quercetum ilicis*) y el gran componente local de *Fagus sylvatica*.

**Palabras clave** Polen, Calibración lluvia polínica, Cantabria

### Abstract Modern pollen rain calibration in the Cantabrian region

The Cantabrian region has multiple palynological records that have characterised the evolution of the landscape since the Last Glacial Period, and especially during the Holocene. Pollen rain calibration has proved to be very useful in the interpretation of pollen diagrams to avoid over or under-representation of certain taxa. This study presents the pollen rain calibration of different representative plant formations in Cantabria to explore the relationship between main plant taxa and their pollen signal. For this purpose, 79 moss samples, which are excellent traps of modern pollen rain, have been collected and studied for pollen analysis in different plant formations. Main results obtained stress the high pollen dispersal capacity of *Pinus*, the important pollen signal of evergreen *Quercus* together with the null presence of *Laurus nobilis* in Cantabrian holm oak forests (*Lauro nobilis-Quercetum ilicis*), and the strong local component of *Fagus sylvatica*.

**Keywords** pollen, pollen rain calibration, Cantabria

<sup>1</sup>GRAMP, Dept. Geografía. Universitat Autònoma de Barcelona. <sup>2</sup>GRAMP, Dept. Biología Animal, Biología Vegetal i Ecología. Universitat Autònoma de Barcelona. <sup>3</sup>GIMENA, Dept. Geografía, Urbanismo y Ordenación del Territorio, Universidad de Cantabria. <sup>4</sup>CNRS, Institut des Sciences de l'Évolution de Montpellier, France.

<sup>1</sup>marc.sanchez.morales@uab.cat, <sup>2</sup>jordi.nadal@uab.cat, <sup>3</sup>joanmanuel.soriano@uab.cat, <sup>4</sup>albert.pelachs@uab.cat,

<sup>2</sup>ramon.perez@uab.cat <sup>3</sup>virginia.carracedo@unican.es, <sup>3</sup>juan.garciacodron@unican.es, <sup>3</sup>sara.rodriguez@alumnos.unican.es

<sup>4</sup>ana.ejarque@umontpellier.fr



## 1. Introducción

El análisis polínico de muestras sedimentarias se considera la principal técnica empleada en el estudio de la evolución del paisaje (Bennett y Willis, 2001). Normalmente, los resultados se expresan en forma de porcentajes polínicos, los cuales varían a lo largo de las secuencias estudiadas. En función de la composición del espectro polínico se interpreta qué comunidades vegetales han dominado el paisaje en cada momento determinado.

Para una adecuada interpretación de los registros palinológicos es necesario considerar diversos factores que afectan a la representación polínica, ya que de lo contrario esto puede dar lugar a la sobrerrepresentación o infrarrepresentación de algunos táxones. Por ejemplo, la producción polínica puede variar entre especies, siendo las que tienen dispersión a través del viento (dispersión anemófila) las que tienen una mayor producción (Piotrowska, 2008). Estas especies, además, tienen una mayor capacidad de dispersión que las especies que dispersan el polen a través de animales (zoófilas) o del agua (hidrófilas), ya que sus granos de polen están adaptados a ser transportados largas distancias. Algunos grupos, por ejemplo *Pinus* y *Abies*, incluso han desarrollado sacos aéreos que facilitan su dispersión (Bresinsky *et al.*, 2013). No obstante, entre las distintas especies anemófilas también existen diferencias ligadas al tamaño, la densidad y a otras particularidades físicas que afectan la velocidad de sedimentación polínica (Jackson, 1999), y por lo tanto no todas las especies anemófilas dispersan el polen a una misma distancia.

Asimismo, la deposición polínica puede verse influenciada por el tipo de formación vegetal alrededor de la zona de recepción (Sugita *et al.*, 1999). Por ejemplo, la cubierta vegetal de un bosque denso perennifolio puede ejercer un efecto pantalla, que será inexistente en zonas abiertas de prados y pastos. Finalmente, algunos táxones tales como *Populus*, *Taxus* y *Laurus* aparecen infrarrepresentados en el espectro polínico debido a que son poco resistentes a los tratamientos químicos empleados para la preparación de muestras polínicas, lo que da lugar a su escasa representación (Traverse, 1988).

Todos estos factores implican relaciones complejas entre la vegetación y la representación polínica. En este sentido los estudios de calibración polínica permiten añadir parámetros objetivos en la interpretación de los diagramas polínicos. En la península ibérica se han estudiado varias formaciones vegetales, principalmente en zonas de montaña (p. ej., Pérez-Obiol y Roure, 1985; Mazier *et al.*, 2006; Cañellas-Boltà *et al.*, 2009; López-Sáez *et al.*, 2010, 2013; Ejarque *et al.*, 2011; Pérez-Obiol *et al.*, 2018, 2021; Leunda, 2019; Morales-Molino *et al.*, 2020).

En este contexto, el objetivo de este trabajo ha sido caracterizar la señal polínica contemporánea de distintas formaciones vegetales de la región cantábrica. Esto permitirá ser más precisos en la interpretación de futuros estudios palinológicos del norte ibérico así como también realizar, si fuera necesario, una reinterpretación de los registros fósiles ya estudiados.

## 2. Materiales y métodos

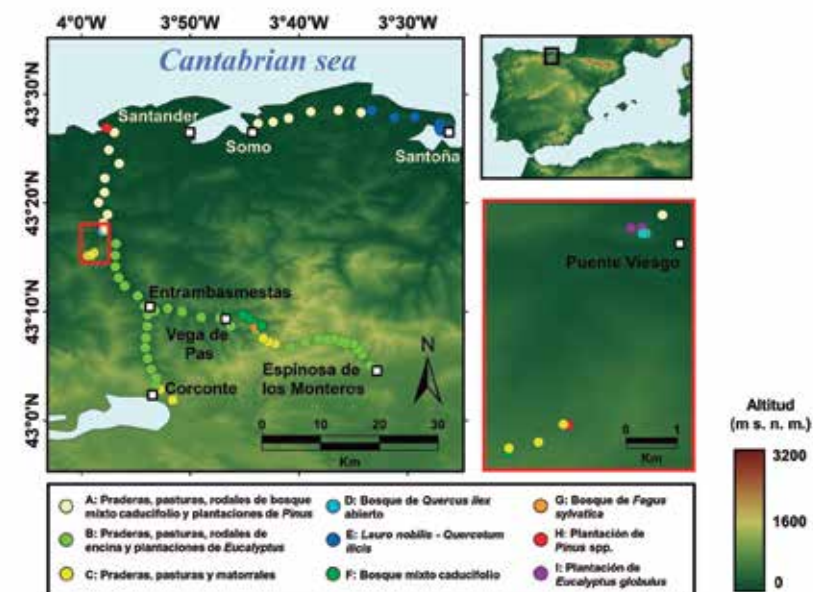


Figura 1. Zona de estudio. Los puntos muestreados se indican con círculos de diferente color según la formación vegetal en la que se sitúan (ver leyenda). Las principales poblaciones están localizadas en el mapa con cuadrados blancos. Elaboración propia. Fuente de la capa base: ArcGIS Image Service (WordElevation/Terrain).

### 2.1. Zona de estudio

La campaña de campo se diseñó con la intención de caracterizar la lluvia polínica en distintas formaciones vegetales del norte del sistema Cantábrico. Con ese fin se seleccionaron muestras de musgos ( $n = 79$ ) en transectos a través de distintas formaciones vegetales, abarcando un rango altitudinal desde el nivel del mar hasta 1154 m s. n. m. En concreto se muestrearon: A) mosaicos de prados, pastos, rodales de *Quercus ilex* subsp. *ilex* y plantaciones de *Eucalyptus* spp. ( $n = 34$ ); B) mosaicos de prados, pastos, rodales de bosque mixto caducifolio y plantaciones de *Pinus* spp. ( $n = 15$ ); C) mosaicos de prados,

pastos y arbustos de distinta composición, tales como *Erica* spp., *Daboecia cantabrica*, *Vaccinium myrtillus*, *Rubus* spp. y *Ulex* spp., entre otros ( $n = 8$ ); D) bosques abiertos de *Quercus ilex* subsp. *ilex* ( $n = 2$ ); E) bosques densos de *Quercus ilex* subsp. *ilex* con *Laurus nobilis*, la asociación *Lauro nobilis-Quercetum ilicis* y también conocida como encinar cantábrico ( $n = 6$ ); F) bosques mixtos caducifolios dominados por *Quercus robur*, *Quercus petraea* y *Corylus avellana* ( $n = 8$ ); G) bosques monoespecíficos de *Fagus sylvatica*, tanto dentro de la formación como en su límite con una zona abierta de prados y pastos ( $n = 2$ );



H) plantaciones de *Pinus* spp. (n = 2); I) plantaciones de *Eucalyptus globulus* (n = 2) (Figuras 1 y 2). En cada punto de muestreo se recogieron por lo menos dos musgos que se mezclaron para obtener una muestra representativa del lugar. En cada caso se muestrearon musgos que estuvieran en superficies rocosas y horizontales para evitar una posible contaminación de polen antiguo del suelo y minimizar la pérdida de polen por lixiviación, respectivamente.

## 2.2. Trabajo de laboratorio y tratamiento de los datos

Para cada punto de estudio se filtraron aproximadamente tres gramos de muestra con una malla de 300 µm y fueron

## 3. Resultados y discusión

Los prados y pastos fueron las formaciones más ampliamente muestreadas de todo el conjunto (Figura 2). En algunos casos representaron la única formación vegetal a más de 1 km de radio alrededor de las muestras. Sin embargo, el polen de *Poaceae* nunca superó el 60 %, lo cual se puede explicar por varias razones. En primer lugar, los paisajes abiertos facilitan la llegada de polen de zonas lejanas debido a la falta de barreras físicas como el dosel de los árboles. Investigaciones anteriores han destacado la importancia de la estructura de la comunidad vegetal en relación con la dispersión del polen (p. ej., Sugita *et al.*, 1999). En este sentido, la detección de polen arbóreo lejano en los prados se explica por el hecho de que los táxones detectados son principalmente anemófilos (p. ej., *Pinus*, *Quercus caducifolia*, *Corylus*), los cuales generalmente tie-

trados siguiendo protocolos físico-químicos estándares (Faegri y Iversen, 1989; Moore *et al.*, 1991). Los tratamientos incluyeron lavados con HCl (10 %), HF (70 %), KOH (10 %) y acetólisis. El recuento polínico se realizó mediante un microscopio óptico (Olympus BX40), utilizando colecciones polínicas de referencia de la Universitat Autònoma de Barcelona, atlas (Reille, 1992) y claves de identificación morfológica (Faegri y Iversen, 1989; Moore *et al.*, 1991). En cada muestra se contaron un mínimo de 400 granos de polen de plantas terrestres. Se realizó un diagrama polínico con el programa Tilia-graph (Grimm, 1991) y se ordenaron las muestras según la formación vegetal a la que pertenecían (Figura 2).

nen una gran capacidad de dispersión polínica. En cuanto a la producción de polen herbáceo, la mayoría de las zonas abiertas eran prados de siega o de diente, lo que puede haber limitado la floración y la consiguiente liberación de polen de *Poaceae* y de otras familias. Aparte de los efectos directos sobre los tejidos vegetales, algunas plantas reducen la producción de flores bajo la presencia de herbívoros (Strauss *et al.*, 1997; Hladun y Adler, 2009), y su fenología, proporción de sexos y producción de polen pueden verse también afectadas (Strauss *et al.*, 1997). Algunos grupos incluso pueden adoptar estrategias de autopolinización (García y Eubanks, 2019) y este sería el caso de algunas especies del género *Festuca*, las cuales pueden producir flores cleistógamas bajo ciertas condiciones ambientales (Connor, 1998). De hecho, la representa-

ción de *Poaceae* fue baja en las zonas abiertas de montaña donde *Festuca* sp. fue dominante junto a otras gramíneas, con valores polínicos que oscilaron entre el 13 y el 28 %. Por el contrario, todas las muestras reflejaron al menos una señal mínima de *Poaceae*. En este sentido, muchos autores han encontrado que *Poaceae* es un grupo con un alto grado de asociación entre su presencia en el campo y la detección de su señal polínica (Bunting, 2003; Mazier, 2006; Ejarque, 2011), mientras que otros han encontrado incluso que puede ser un taxón sobrerrepresentado (García-Moreiras *et al.*, 2015).

En algunas zonas los prados y pastos se encontraron acompañados de arbustos de composición variable, como *Erica* spp., *Daboecia cantabrica*, *Vaccinium myrtillus*, *Ulex* spp. y *Rubus* sp. (Figura 2). Aunque todos ellos tienen rasgos asociados a la entomofilia, algunas especies del género *Erica* también dispersan bien el polen a través el viento (Rebelo *et al.*, 1985). En consecuencia, la señal de polen de *Ericaceae* destacó por encima del resto de arbustos con un valor máximo alrededor del 33 %. Por el contrario, la señal polínica de *Fabaceae* y *Rubus* fue registrada muy débilmente. La presencia de *Ericaceae* no es sorprendente ya que es un taxón muy común en los registros palinológicos. Cañellas-Boltà *et al.* (2009) las describieron como un buen indicador de espacios subalpinos. En el presente trabajo también se han detectado en estos ambientes, aunque es posible añadir que las *Ericaceae* también pueden indicar comunidades alteradas por el factor antrópico y el uso del fuego como herramienta de gestión, como es el caso de algunas muestras recogidas en el estrato

montano y hasta la región litoral. Estas formaciones estaban compuestas por prados y pastos que son frecuentemente quemados para favorecer las zonas de pastoreo, y consecuentemente varias especies de *Erica* se ven beneficiadas ya que pueden rebrotar rápidamente tras episodios de incendios (Iglesia-Rodríguez, 2010). En cualquier caso, su dispersión polínica tiene un fuerte componente local, ya que solo se alcanzaron valores superiores al 20 % cuando su presencia era muy cercana al punto de muestreo.

La señal polínica de *Betula* (7 - 12 %) también se detectó en ambientes de montaña cercanos al límite superior del estrato arbóreo en la vertiente sur de la cordillera Cantábrica, cerca de árboles dispersos de *Betula pubescens* (Figura 2). La señal polínica disminuyó en prados cerca de estas muestras a una mayor altitud, aunque se trataba de zonas abiertas donde el polen de *Betula* podría haber penetrado fácilmente. En cualquier caso, los valores de *Betula* son muy lejanos de los obtenidos en los abedules del norte de Europa, donde el polen de *Betula* oscilaba entre el 50 y el 80 % (p. ej., Räsänen *et al.*, 2001).

En cuanto a las formaciones forestales, *Quercus ilex* subsp. *ilex* y *Laurus nobilis* fueron las especies dominantes de la comunidad *Lauro nobilis-Quercetum ilicis* (Figura 2). Los *Quercus perennifolia* dominaron el espectro polínico (60 - 77 %) y su importante representación puede explicarse por el hecho de que tanto *Quercus ilex* subsp. *ilex* como *Laurus nobilis* son especies perennifolias que forman un estrato arbóreo muy denso, lo que puede haber limitado la penetración del polen más lejano. La representación de *Poaceae* también fue inferior al 7 %

dentro de los bosques. Por el contrario, la señal de *Quercus* perennifolios fue menor en encinares abiertos (< 35 %), donde *Poaceae* alcanzaron más del 50 % en algunas muestras. La composición polínica de *Lauro nobilis-Quercetum ilicis* parece que es similar a la de comunidades del centro de la península ibérica (comunidad autónoma de Madrid) dominadas por *Quercus ilex* subsp. *rotundifolia* (López-Sáez *et al.*, 2010). Igualmente, la señal polínica de los bosques abiertos dominados por *Quercus ilex* subsp. *ilex* se asemeja a la de dehesas y pastizales mesomediterráneos y supramediterráneos con *Quercus ilex* subsp. *rotundifolia* (López-Sáez *et al.*, 2010). Una hipotética detección de polen de *Laurus nobilis* podría haber ayudado a distinguir las comunidades de *Lauro nobilis-Quercetum ilicis* de las demás. Sin embargo, la señal polínica de *Laurus nobilis* solo se detectó en una muestra y fue inferior al 1 %, aunque en algunos sitios de estudio su presencia incluso dominó por encima de *Quercus ilex* subsp. *ilex*. *Laurus nobilis* es una especie dioica pero en los puntos de muestreo se detectaron tanto individuos masculinos como femeninos. Probablemente, la falta de polen de *Laurus nobilis* se explica por el tipo de dispersión polínica, ya que es una especie entomófila, lo que puede haber provocado una escasa liberación de polen a la atmósfera. Además, también se tiene constancia de que se trata de un tipo polínico que se conserva mal en los sedimentos y tiende a desintegrarse durante los tratamientos químicos (Traverse, 1988), lo que lo convierte en un taxón claramente infrarrepresentado. Por el contrario, *Phillyrea latifolia* sí que se detectó en la comunidad *Lauro nobilis-Quercetum ilicis* y presentó

valores de hasta el 7 %.

El papel del pino como un gran dispersor polínico (p. ej., Poska y Pidek, 2010) queda reflejado en nuestro estudio. Su señal polínica se detectó en todas las muestras e incluso penetró significativamente en una muestra dentro de un bosque denso de *Lauro nobilis-Quercetum ilicis* con una plantación de pinos cercana (70 m). El nivel de dispersión polínica fue tal que hubo muestras con valores polínicos de *Pinus* superiores al 20 % aun estando situadas en zonas con escasa o nula cobertura de pinos en una área circundante de 1 km de radio. En el interior de las plantaciones de pinos los valores polínicos se situaban en torno al 60 %, lo que coincide con los datos obtenidos en algunos bosques de *Pinus sylvestris* var. *iberica* del centro de la Península (López-Sáez *et al.*, 2013). En ese trabajo también se registraron algunas muestras con valores de *Pinus* cercanos al 90 %. Esta diferencia puede explicarse a partir del hecho de que las poblaciones de pinos analizadas en Cantabria eran plantaciones que no ocupaban grandes extensiones. Por lo tanto los valores observados potencialmente podrían haber sido mucho más elevados.

Por lo que respecta a *Eucalyptus*, se trata de un taxón poco representado en los registros polínicos holocenos en la región cantábrica ya que su introducción está documentada durante el último tercio del s. XIX, pero su señal polínica fue examinada aprovechando el gran número de plantaciones existentes en el paisaje actual. En concreto se muestrearon plantaciones de *Eucalyptus globulus*, una especie perenne que forma un dosel denso similar a las comunidades de *Lauro nobilis-Quercetum*

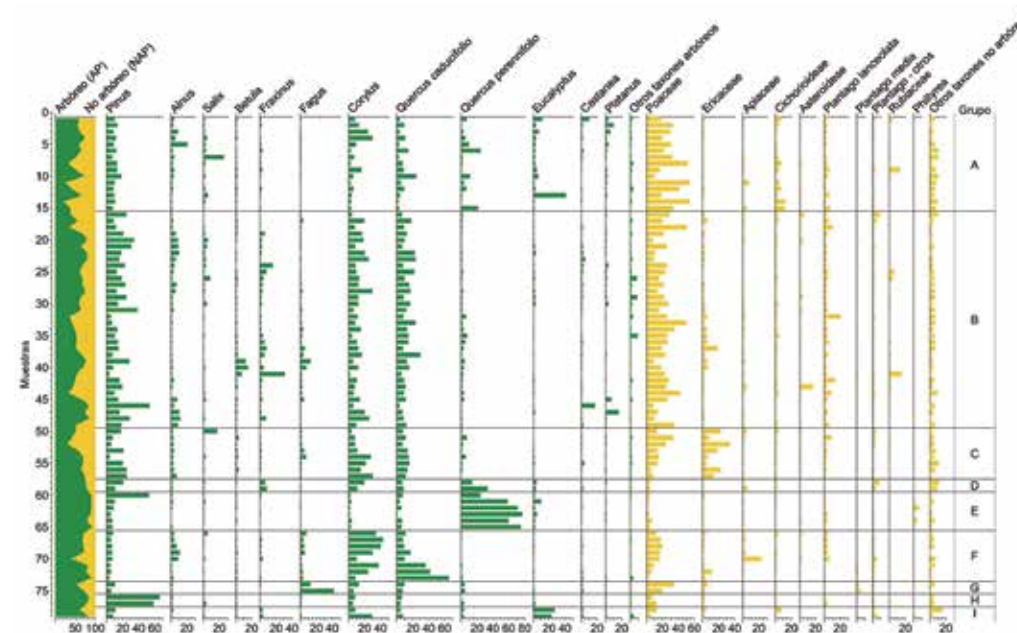


Figura 2. Diagrama polínico de las formaciones vegetales estudiadas en Cantabria. Los grupos corresponden a las distintas formaciones vegetales: A) praderas, pastos, rodales de *Quercus ilex* subsp. *ilex* y plantaciones de *Eucalyptus* spp.; B) praderas, pastos, rodales de bosque mixto caducifolio y plantaciones de *Pinus* spp. C) praderas, pastos y matorrales; D) bosque de *Quercus ilex* abierto; E) *Lauro nobilis-Quercetum ilicis*; F) bosque mixto caducifolio; G) bosque de *Fagus sylvatica*; H) plantación de *Pinus* spp.; I) Plantación de *Eucalyptus globulus*.

*ilicis* o las plantaciones de pinos. Sin embargo, la representación polínica de *Eucalyptus* fue muy débil y solo alcanzó un máximo del 27 %. Se trata de una especie zoófila, lo que podría explicar su escasa representación, juntamente con que tampoco se trata de formaciones maduras.

En cuanto a *Fagus sylvatica*, su señal polínica dependía en gran medida de la presencia local la especie, tal y como también identifican Poska y Pidek (2010). La exploración de un hayedo denso reveló valores de polen superiores al 40 % en el interior de la formación, mientras que solo se registró un 12 % en el borde del bosque, donde el polen de *Poaceae* prevalecía sobre el de las hayas. Una señal polínica similar (5 - 12 %) fue registrada

en zonas abiertas con prados y rodales de *Fagus sylvatica*, estos últimos comprendiendo más del 30 % de la cobertura estimada en un radio de 1 km alrededor de las muestras. De nuevo, el hecho de que las muestras no se encontraran dentro de las formaciones parece haber influido significativamente en su representación polínica. En los bosques mixtos caducifolios, donde *F. sylvatica* era una especie con poca representación, su señal polínica nunca alcanzó el 8 %. El espectro polínico de estas comunidades estaba dominado por *Corylus* y *Quercus* caducifolios en una proporción variable según la composición de cada sitio, la suma de los cuales siempre estuvo entre el 46 y el 73 %. Otro taxón con poca representación, como *Fraxinus excelsior*,

que se encontraba en los bosques mixtos caducifolios así como en la vegetación ribereña, también se detectó en los espectros polínicos hasta en un 16 %. En

#### 4. Conclusiones

En este estudio se ha caracterizado la lluvia polínica de distintas formaciones vegetales de la región cantábrica. Los principales resultados han demostrado que existe una gran variación en el potencial de dispersión entre los distintos taxones. Se constata una gran capacidad de dispersión polínica por parte de *Pinus*, que se encuentra representado en todas las muestras incluso allí donde su representación a nivel local es inexistente. La señal polínica de las plantaciones de *Pinus* es más elevada que la de las plantaciones de *Eucalyptus*, lo que se puede explicar por el tipo de polinización de cada taxón (anemofilia y zoofilia, respectivamente). Dentro de los encinares cantábricos (*Lauro nobilis-Quercetum ilicis*) la señal de *Quercus perennifolia* es la que se detecta en mayor proporción, mientras que se ha observado que *Laurus nobilis* es un taxón claramente infrarrepresentado. *Quercus caducifolia* y *Corylus* dominan el espectro polínico en los bosques mixtos caducifolios, mientras que la señal polínica de otros taxones, tales como *Fagus* o *Ericaceae*,

una muestra llegó incluso al 32 %, pero es probable que una presencia muy local haya contribuido a esta singularidad.

parece estar muy vinculada a su presencia local. En concreto, la mayor proporción de *Ericaceae* se detecta en zonas montañosas o zonas recientemente quemadas, donde su presencia a nivel local es elevada juntamente con otros arbustos tales como *Fabaceae* y *Rosaceae*. No obstante, la representación polínica de estos arbustos es menor que la de *Ericaceae*. En las praderas y pastos analizados *Poaceae* es el principal taxón herbáceo en cuanto a valores en los espectros polínicos. No obstante, su representación polínica no suele superar el 50 % ya que comparte el protagonismo con algunos taxones anemófilos tales como *Pinus*, *Corylus* o *Quercus*. Estos taxones pueden ser detectados fácilmente en las zonas abiertas debido a que no existen bosques que supongan barreras físicas que impidan su llegada.

Este trabajo permite mejorar la interpretación polínica de los registros palinológicos ya que se ha calibrado la señal polínica de formaciones que hasta la fecha no habían sido estudiadas en la península ibérica.

Especies Forestales Indicadoras (CSO2015-65216-C2-1-P), concedido al Departamento de Geografía de la Universitat Autònoma de Barcelona, el cual también ha contado con la financiación «FPI» (BES-2016-076641) dentro del proyecto; Calibración de Indicadores de Influencia Humana y Climática para la (Re)interpretación de la Expansión Postglacial y de las Dinámicas Forestales en los últimos 18 000 años (PID2019108282GB-I00). Además, el proyecto ha sido financiado por el Programa de Geografía Aplicada de la Generalitat de Catalunya, Grup de Geografia Aplicada (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.

#### 5. Referencias

- BENNETT, K. D. y WILLIS, K. J. (2001): «Pollen», en SMOL, J. P., BIRKS, H. J. B. y LAST, M. (Eds.): *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments*. Vol 3: Terrestrial, Algal and Siliceous indicators. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- BUNTING, M. J. (2003): *Pollen-vegetation relationships in non-arboreal moorland taxa*. Review of Palaeobotany and Palynology, 125(3-4), 285-298. DOI: 10.1016/S0034-6667(03)00005-8
- BRESINSKY, A., KÖRNER, C., KADEREIT, J. W., NEUHAUS, G. y SONNEWALD, U. (Eds.) (2013): *Strasbourg's plant sciences: Including prokaryotes and fungi*. Springer.
- CAÑELLAS-BOLTÀ, N., RULL, V., VIGO, J. y MERCADÉ, A. (2009): *Modern pollen-vegetation relationships along an altitudinal transect in the central Pyrenees (southwestern Europe)*. The Holocene, 19(8), 1185-1200. DOI: 10.1177/0959683609345082
- CONNOR, H. E. (1998): *Breeding systems in New Zealand grasses XII. Cleistogamy in Festuca*. New Zealand journal of botany, 36(3), 471-476. DOI: 10.1080/0028825X.1998.9512585
- EJARQUE, A., MIRAS, Y. 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. DOI: 10.1016/j.revpalbo.2011.08.001
- FAEGRI, K. y IVERSEN, J. (Eds.) (1989): *Textbook of pollen analysis*. Chichester: John Wiley.
- GARCIA, L. C. y EUBANKS, M. D. (2019): *Overcompensation for insect herbivory: a review and meta-analysis of the evidence*. Ecology, 100(3), e02585. DOI: 10.1002/ecy.2585
- GARCÍA-MOREIRAS, I., SÁNCHEZ, J. M. y SOBRINO, C. M. (2015): *Modern pollen and non-pollen palynomorph assemblages of salt marsh and subtidal environments from the Ría de Vigo (NW Iberia)*. Review of Palaeobotany and Palynology, 219, 157-171. DOI: 10.1016/J.REVPALBO.2015.04.006
- GRIMM, E. C. (1991): *Tilia and tiliagraph*. Illinois State Museum, Springfield, 101.
- HLADUN, K. R. y ADLER, L. S. (2009): *Influence of leaf herbivory, root herbivory, and pollination on plant performance in Cucurbita moschata*. Ecological Entomology, 34(1), 144-152. DOI: 10.1111/j.1365-2311.2008.01060.x
- JACKSON, S. T. y LYFORD, M. E. (1999): *Pollen dispersal models in Quaternary plant ecology: assumptions, parameters, and prescriptions*. The botanical review, 65(1), 39-75. DOI: 10.1007/BF02856557
- IGLESIA-RODRÍGUEZ, A. (2010): *Efecto del fuego sobre la germinación y el banco de semillas edáfico de Ericáceas de Galicia*. (Tesis doctoral, Universidade de Santiago de Compostela).

#### Agradecimientos

Este trabajo ha sido apoyado por las subvenciones de proyectos coordinados del Ministerio de Economía y Competitividad de España (MEC): 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): 18 000 Años de Cambios Climáticos y Antrópicos sobre



LEUNDA, M. (2019): *Millennial scale vegetation and fire dynamics at high altitudes in the central pyrenees*. (Tesis doctoral, Universidad de Zaragoza).

LÓPEZ SÁEZ, J. A., ALBA-SÁNCHEZ, F., LÓPEZ-MERINO, L. y PÉREZ DÍAZ, S. (2010): *Modern pollen analysis: a reliable tool for discriminating Quercus rotundifolia communities in Central Spain*. *Phytocoenologia* 40(1): 57-72 (2010). DOI: 10.1127/0340-269X/2010/0040-0430

LÓPEZ-SÁEZ, J. A., SÁNCHEZ-MATA, D., ALBA-SÁNCHEZ, F., ABEL-SCHAAD, D., GAVILÁN, R.G. y PÉREZ-DÍAZ, S. (2013): *Discrimination of Scots pine forests in the Iberian*. *Lazaroa*, 34, 191-208. DOI: 10.5209/rev\_LAZA.2013.v34.n1.43599

MAZIER, F., GALOP, D., BRUN, C. y 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*. *The Holocene*, 16(1), 91-103. DOI: 10.1191/0959683606hl908rp

MOORE, P. D., WEBB, J. A. y COLLISON, M. E. (Eds.) (1991): *Pollen analysis. Blackwell scientific publications*.

MORALES-MOLINO, C., DEVAUX, L., GEORGET, M., HANQUIEZ, V. y SÁNCHEZ-GOÑI, M. F. (2020): *Modern pollen representation of the vegetation of the Tagus Basin (central Iberian Peninsula)*. *Review of palaeobotany and palynology*, 276, 104193. DOI: 10.1016/j.revpalbo.2020.104193

PÉREZ-OBÍOL, R. y ROURE, J. M. (1985): *Relaciones entre la vegetación y su espectro polínico en Cataluña*. *Asociación de Palinólogos de la Lengua Española*, 2, 329-338.

PÉREZ-OBÍOL, R., SORIANO, J. M., NADAL, J., LURBE, L., SÁNCHEZ-MORALES, M. y PÈLACHS, A. (2018): «Les poblacions d'Abies alba a la Mata de València d'Àneu a partir de l'anàlisi i el calibratge pol·línic», en *La investigació al Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. XI Jornades sobre Recerca*. Boí (Alta Ribagorça), pp. 213-220.

PÉREZ-OBÍOL, R., SÁNCHEZ-MORALES, M., PÈLACHS, A., NADAL, J., CUNILL, R. y BADIA, A. (2021): «Modern pollen rain on an elevational gradient in the Catalan Pyrenees», en *Mediterranean Palynological Societies*, Modena, Italy, pp. 46-47.

PIOTROWSKA, K. (2008): *Pollen production in selected species of anemophilous plants*. *Acta Agrobotanica*, 61(1). DOI: 10.5586/aa.2008.005

POSKA, A. y PIDEK, I. A. (2010): *Pollen dispersal and deposition characteristics of Abies alba, Fagus sylvatica and Pinus sylvestris, Roztocze region (SE Poland)*. *Vegetation History and Archaeobotany*, 19(2), 91-101.

RÄSÄNEN, S. (2001): *Tracing and interpreting fine-scale human impact in northern Fennoscandia with the aid of modern pollen analogues*. *Vegetation History and Archaeobotany*, 10(4), 211-218. DOI: 10.1007/PL00006932

REBELO, A. G., SIEGFRIED, W. R. y OLIVER, E. G. H. (1985): *Pollination syndromes of Erica species in the south-western Cape*. *South African Journal of Botany*, 51(4), 270-280. DOI: 10.1016/s0254-6299(16)31657-x

REILLE, M. (Eds.) (1992): *Pollen et spores d'Europe et d'Afrique du Nord*. *Marseille. Laboratoire de Botanique Historique et Palynologie*. Université d'Aix-Marseille III, Marseille.

STRAUSS, S. Y. (1997): *Floral characters link herbivores, pollinators, and plant fitness*. *Ecology*, 78(6), 1640-1645. DOI: 10.2307/2266088

SUGITA, S., GAILLARD, M. J. y BROSTRÖM, A. (1999): *Landscape openness and pollen records: a simulation approach*. *The Holocene*, 9(4), 409-421. DOI: 10.1191/095968399666429937

TRAVERSE, A. (Eds.) (1988): *Paleopalynology*. Unwin Hyman, Boston, Mass.

## BLOQUE 2

### HÁBITATS Y ÁREAS DE DISTRIBUCIÓN



## DE REFUGIOS GLACIALES A INTERGLACIALES: LA TRAVESÍA DE LOS CEDRALES POR EL NORTE DE ÁFRICA

Daniel Abel-Schaad<sup>1</sup>, Antonio González-Hernández<sup>1</sup>, José Antonio López-Sáez<sup>2</sup>, Francisca Alba-Sánchez<sup>1</sup>

### Resumen

El cedro del Atlas (*Cedrus atlantica*) es una conífera mediterránea, con una distribución restringida a ciertas montañas del norte de África, con las condiciones climáticas adecuadas para su desarrollo. Igualmente, durante el último periodo glacial habría mantenido sus poblaciones confinadas en refugios ubicados en zonas próximas a la costa mediterránea o en áreas interiores de baja altitud. En este trabajo se describe la migración de las poblaciones de *C. atlantica* desde el Último Glacial hasta la actualidad, mediante una revisión de los estudios paleoecológicos disponibles. Los desplazamientos se habrían producido fundamentalmente en altitud, propiciando la mayor extensión de los cedrales en el Holoceno medio (6.7-4 ka cal BP) y en el primer milenio del Holoceno reciente. Las actividades humanas no parecen haber tenido una gran influencia hasta el último milenio, cuando, junto al incremento de las temperaturas y de la aridez, han llevado a esta conífera hasta su situación actual.

**Palabras clave** *Cedrus atlantica*, refugios, conservación, montañas mediterráneas

### Abstract

From Glacial to Interglacial Refugia: The journey of cedar forests through North Africa

Atlas cedar (*Cedrus atlantica*) is a Mediterranean conifer restricted to certain locations in the mountains of North Africa, with suitable climatic conditions to grow. Similarly, during the last Ice Age they would have kept their populations confined to refuges located near the Mediterranean coast or in low-lying inland areas. This work describes the migration of cedar populations since the Last Glacial until the present, through a review of the available palaeoecological studies. The detected shifts took place mainly in altitude, promoting the widest spread of cedar forests during the Middle (6.7-4 kyr cal BP) and the first millennium of the Recent Holocene. Human activities do not seem to have had a great impact until the last millennium, when they have brought this conifer to its current state, together with the increase of temperatures and aridity.

**Keywords** *Cedrus atlantica*, refugia, conservation, mediterranean mountains

<sup>1</sup>Dpto. Botánica, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada. <sup>2</sup>Instituto de Historia, CSIC.

\*dabels@ugr.es; aglezhdez@gmail.com; joseantonio.lopez@cchs.csic.es; falba@ugr.es

## 1. Introducción

*Cedrus atlantica* (Endl.) Manetti ex Carriere es una especie relictica que alcanzó el norte de África hacia finales del Terciario y que, en la actualidad, tan solo encuentra refugio en ciertas áreas montañosas de Argelia (Aurés, Belezma, Hodna, Djbel Babor, Djurdjura, Blida y Ouarsenis) y de Marruecos (Rif, Medio Atlas y Alto Atlas nororiental).

La mayor parte de su superficie forestal (80 %) se concentra en el Medio Atlas (Marruecos), donde ocupa un área aproximada de 100 000 ha. Sus poblaciones se encuentran muy fragmentadas (Fig. 1) y han perdido más de la mitad de su área de distribución en las últimas décadas, por lo que la IUCN la incluye en su Lista Roja como especie «en peligro», categoría A2cd.

El cedro del Atlas se desarrolla sobre todo tipo de sustrato entre 1400 y 2500 m de altitud, ocupando, según los casos, el piso supramediterráneo o los horizontes inferior y superior del piso oromediterráneo. En general, forma bosques puros, a veces compartiendo espacio, bien con distintas especies del género *Quercus*, fundamentalmente con la encina (*Quercus rotundifolia*), o bien con enebros (*Juniperus oxycedrus*) y sabinas (*J. phoenicea* y *J. thurifera*). El rango de precipitación anual para su desarrollo oscila entre 500 y 2000 mm, mientras que la temperatura mínima del mes más frío varía entre -1 y -8 °C.

*Cedrus* probablemente llegó al norte de África en el Messiniense, ca. 7-5 Ma (Cheddadi *et al.*, 2017). Los registros fósiles confirman su amplia distribución en esta región durante el Pleistoceno tardío (Alba-Sánchez *et al.*, 2018). Estu-

dios filogeográficos y modelos de distribución de especies revelan que, en el último periodo glacial, las poblaciones de *Cedrus* del norte de África se limitaron a las zonas costeras y las zonas bajas del interior de Argelia, Túnez y Marruecos (Terrab *et al.*, 2008; Cheddadi *et al.*, 2009; Bouahmed *et al.*, 2019), y sugieren la localización de varios refugios glaciales en el área. Los registros polínicos de *Cedrus* durante el Tardiglaciario son muy escasos, pero, con la llegada del Holoceno, comienzan a incrementarse de forma extraordinaria hasta dominar el espectro en las montañas del Rif hacia el Holoceno medio y unos milenios más tarde en el Medio Atlas, mostrando una asombrosa sensibilidad a los cambios acaecidos por el clima y una considerable resiliencia ante las perturbaciones producidas por las actividades humanas (Alba-Sánchez *et al.*, 2021, *en preparación*).

A lo largo del Holoceno reciente su presencia se ha ido reduciendo progresivamente, permaneciendo fundamentalmente en el área del Medio Atlas y en poblaciones aisladas de las restantes áreas montañosas que configuran su actual área de distribución (Fig. 1).

Con este trabajo pretendemos mostrar cómo han respondido los cedrales a los cambios climáticos y a las perturbaciones de origen humano, desde su confinamiento en refugios frente a los fríos durante el Último Glacial, hasta su persistencia actual en áreas de montaña, así como evaluar los factores que condicionan su futuro y su conservación a medio plazo.



Figura 1. Distribución actual de *Cedrus atlantica* (Caudullo *et al.*, 2017)

## 2. Material y métodos

Se ha realizado una revisión de los estudios paleoecológicos desarrollados en el norte de África (Tabla 1) con presencia de restos fósiles de *Cedrus*, la mayor parte de los cuales efectuados en lagos y turberas a partir del análisis palinológico de las muestras. Además, se han añadido varios trabajos realizados en cuevas y una nueva secuencia polínica analizada por nuestro equipo de la Universidad de Granada (Alba-Sánchez *et al.*, 2021, *en preparación*).

Por otra parte, para la determinación de los refugios glaciales de *Cedrus atlantica* (Fig. 2) se revisaron trabajos basados en estudios moleculares (Terrab *et al.*, 2008; Cheddadi *et al.*, 2009) y en modelos de distribución de especies (MDE) (Bouahmed *et al.*, 2019). Además, se han añadido dos hipotéticos refugios a partir de la presencia de polen de cedro durante el Pleniglaciario en la costa de Argelia y en el Medio Atlas (Bouahmed *et al.*, 2019).

#	Nombre	Abrev.	Región	x	y	Altitud
1	AANASSER	AAN	RIF	-4.99250	35.01763	1342
2	BAB EL KARN	BEK	RIF	-5.20687	35.02273	1178
3	MAISON FORESTIERE1	MF1	MEDIO ATLAS	-5.42056	35.25333	1064
4	M'HAD	MHA	MEDIO ATLAS	-5.43867	35.12839	754
5	AIT ICHOU	ICH	MEDIO ATLAS	-5.55000	32.68333	1560
6	AZOUAGH	AZO	MEDIO ATLAS	-5.09139	33.02311	2058
7	COL DU ZAD2	ZAD2	MEDIO ATLAS	-5.06886	33.02911	2100

8	DAYET HACHLAF	HAC	MEDIO ATLAS	-5.00021	33.54915	1700
9	DAYET IFFER	IFF	MEDIO ATLAS	-4.90861	33.60655	1500
10	DAYET YFRAH	YFR	MEDIO ATLAS	-4.93265	33.55985	1610
11	LAC AFOURGAA	AFO	MEDIO ATLAS	-4.87875	33.61385	1420
12	N'HARCHA	NHA	MEDIO ATLAS	-5.35264	33.13017	1617
13	RAS EL MA	RAS	MEDIO ATLAS	-5.13875	33.47365	1630
14	SIDI ALI	SID	MEDIO ATLAS	-4.99749	33.06754	2080
15	TAG. N'HARCHA	TAG	MEDIO ATLAS	-5.35977	33.12949	1640
16	TIFFOUNASSINE	TIF	MEDIO ATLAS	-5.09417	33.15375	1910
17	TIGALMAMINE	TIG1	MEDIO ATLAS	-5.34270	32.90670	1626
18	KSABI AIT BLAL	KSA	MEDIO ATLAS	-6.71626	31.69260	1570
19	OUKAIMEDEM	OUK	MEDIO ATLAS	-7.85660	31.20380	2630
20	TIZI N'INOUZANE	INO	MEDIO ATLAS	-5.45383	32.17963	2600
21	BENZÚ	BEN	CUEVA N MARRUECOS	-5.37334	35.91602	10
22	IFRI EL BAROUD	BAR	CUEVA N MARRUECOS	-3.29806	34.75012	539
23	IFRI N'ETSEDDA	NET	CUEVA N MARRUECOS	-2.55624	35.04021	400
24	IFRI OUDADANE	OUT	CUEVA N MARRUECOS	-3.25425	35.21512	14
25	KAF TAHT EL GHAR	KTG	CUEVA N MARRUECOS	-5.33035	35.50979	385
26	TAFORALT	TAF	CUEVA N MARRUECOS	-2.40391	34.81465	720
27	CHATAIGNERAIE	CHA	ARGELIA	4.10885	35.99837	1225
28	GARAAT EL OUEZ	GAR	ARGELIA	8.33325	36.81825	48
29	DAR FATMA	DAR	TUNEZ	7.18274	35.33237	780

Tabla 1. Depósitos incluidos en este trabajo.

### 3. Resultados y discusión

La cronología de los depósitos revisados para esta comunicación varía mucho de unos registros a otros. En este sentido, encontramos referencias a *Cedrus* desde el Pleistoceno final en las cuevas de Benzú (Ramos *et al.*, 2008) o Kaf Taht el-Ghar (Ruiz-Alonso *et al.*, 2021). Otras secuencias son mucho más cortas, como algunas situadas en las cadenas montañosas del Medio Atlas o del Rif

(v. g. Lamb *et al.*, 1991; Cheddadi *et al.*, 2017), y se limitan al Holoceno reciente.

La comparación entre las áreas identificadas como refugios glaciales y la distribución actual de *Cedrus atlantica* (Fig. 2) revela, en primer lugar, que los desplazamientos de los cedrales desde la deglaciación se han producido fundamentalmente en altitud, mientras que los cambios latitudinales son poco

aparentes. Por otra parte, nos muestra aquellas zonas en las que habría que realizar un mayor esfuerzo de muestreo, con el fin de localizar registros con la antigüedad suficiente que pudieran asegurar la presencia del cedro, bien aquellas que fueron refugios, o bien las que presentan una amplia distribución actual pero no se ha localizado ningún resto fósil. Al primer grupo pertenecerían áreas situadas a baja-media altitud en zonas próximas a la costa de Argelia, montañas más orientales de Marruecos y parte del Alto Atlas occidental. En el segundo grupo se incluirían los montes del Tazekka y parte del Alto Atlas oriental.

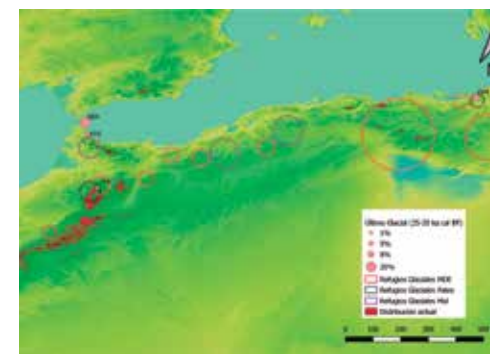


Figura 2. Depósitos con cronología incluida en el Último Glacial. Se incluyen las hipotéticas áreas de refugio propuestas por las distintas aproximaciones (MDE: modelos de distribución de especies; Paleo: estudios paleoecológicos; MOL: estudios filogenéticos).

En la Figura 2 se han incluido también los escasos lugares en los que se han encontrado restos polínicos de *Cedrus* durante el Pleniglacial, lo que podría confirmar la localización de los refugios glaciales en áreas de la península tingitana (BEN, KTG), zonas costeras de Túnez (DAR) y norte del Medio Atlas (YFR).

Los registros que incluyen el periodo Tardiglacial (Fig. 3) permitirían apoyar lo

comentado para la época anterior. Se podría afirmar que la mejora de las condiciones climáticas, especialmente durante el interestadio Bölling-Allerod (ca. 14.7-12.5 cal BP), habría favorecido cierta expansión de los cedrales (hacia el O en Argelia y hacia O y S en el Medio Atlas), siempre con las precauciones comentadas respecto a la presencia de registros con cronologías antiguas.

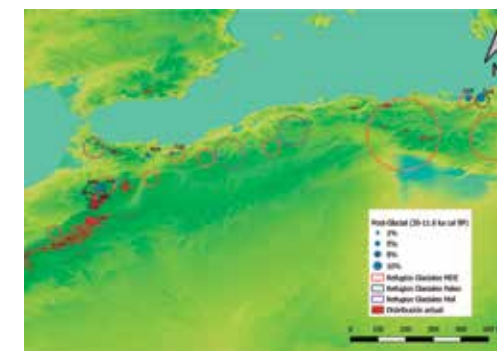


Figura 3. Depósitos con cronología incluida en el Posglacial.

Este desarrollo parece confirmarse a lo largo del Holoceno inicial (11.6-6.7 ka cal BP), con una presencia más amplia (Fig. 4), que cabría atribuir también al hallazgo de un mayor número de depósitos que en épocas anteriores. Las condiciones climáticas, más cálidas y probablemente más húmedas pero marcadas por una alta estacionalidad (Lüning y Vahrenholt, 2019), habrían obligado a las poblaciones de cedros a migrar (Cheddadi *et al.*, 2009), tanto en altitud como geográficamente, desde los refugios glaciales mencionados. Como resultado, *Cedrus* se habría ido extinguiendo localmente en las elevaciones bajas de los depósitos del noreste de Argelia y Túnez, pero habría ampliado su distribución, primero desde el Atlas Te-







al., 2018) o fragmentando y quedando aislados (Cheddadi *et al.*, 2017). En las más altas, sus poblaciones han conseguido persistir (Fig. 8) con una creciente presencia de encinas, especialmente en su límite altitudinal inferior, que se benefician del aumento de las temperaturas y de la estacionalidad de las lluvias (Linares *et al.*, 2011).

#### 4. Conclusiones

Los bosques de cedro del atlas han mostrado una extraordinaria sensibilidad a los cambios climáticos sufridos desde el Último Glacial, pasando de su virtual ausencia en determinados lugares, como en el Medio Atlas, a dominar completamente el paisaje y, en otros, como en áreas bajas de Argelia y Túnez, a su total extinción en el transcurso de unos pocos milenios.

Los desplazamientos de sus poblaciones se han producido fundamentalmente a través de migraciones en altitud, en busca de unas condiciones climáticas más propicias, lejos del posible impacto de las actividades humanas.

Las primeras huellas humanas sobre el paisaje se detectan en el Holoceno

Los lugares en los que permanecen acantonados los bosques de *C. atlantica* pueden considerarse como refugios interglaciales, cuya protección y adecuada gestión constituyen la mejor alternativa para asegurar el futuro de esta emblemática especie en el norte de África.

medio, pero no es hasta los últimos milenios cuando su influencia condiciona la dinámica de la vegetación a escala regional. Los cedrales han demostrado una considerable resiliencia frente a las perturbaciones de origen humano, a pesar de lo cual, un buen número de sus poblaciones se ha extinguido recientemente, sobre todo en zonas situadas a baja o media altitud.

Las poblaciones actuales permanecen confinadas en áreas cuyas condiciones climáticas difieren de las de su entorno y, por lo tanto, pueden considerarse como refugios, en los que deben adoptarse las medidas adecuadas de protección.

#### 5. 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. <https://doi.org/10.1177/0959683617752842>
- ALBA-SÁNCHEZ, F., ABEL-SCHAAD, D., LÓPEZ-SÁEZ, J. A., SABARIEGO RUIZ, S., PÉREZ-DÍAZ, S., GONZÁLEZ-HERNÁNDEZ, A., (2018). *Paleobiogeography of Abies spp. and Cedrus atlantica in the Western Mediterranean (Iberian Peninsula and Morocco)*. Ecosistemas 27(1), 26-37. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1441>
- ALBA-SÁNCHEZ, F., ABEL-SCHAAD, D., IRIARTE, E., LÓPEZ-SÁEZ, J. A. (2021, en preparación) *Post-glacial dynamics of Cedrus atlantica forests in the Middle Atlas (Morocco)*
- BOUAHMED, A., VESSELLA, F., SCHIRONE, B. ET AL. (2019) *Modeling Cedrus atlantica potential distribution in North Africa across time: new putative glacial refugia and future range shifts under climate change*. Reg. Environ. Change 19, 1667-1682. <https://doi.org/10.1007/s10113-019-01503-w>
- CAUDULLO, G., WELK, E., SAN-MIGUEL-AYANZ, J. (2019) *Chorological data for the main European woody species*, Mendeley Data, V9, <https://doi.org/10.17632/hr5h2hcgg4.9>
- CHEDDADI, R., FADY, B., FRANÇOIS, L., HAJAR, L., SUC, J. P., HUANG, K., ET AL. (2009). *Putative glacial refugia of Cedrus atlantica deduced from Quaternary pollen records and modern genetic diversity*. J. Biogeogr. 36, 1361-1371. doi: 10.1111/j.1365-2699.2008.02063.x
- CHEDDADI, R., HENROT, A. J., FRANÇOIS, L., BOYER, F., BUSH, M., CARRÉ, M., ... & HUANG, K. (2017). *Microrefugia, climate change, and conservation of Cedrus atlantica in the Rif Mountains, Morocco*. Frontiers in Ecology and Evolution, 5, 114. <https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00114>
- LAMB, H. F., DAMBLON, F., & MAXTED, R. W. (1991). *Human impact on the vegetation of the Middle Atlas, Morocco, during the last 5000 years*. Journal of biogeography, 519-532. <https://doi.org/10.2307/2845688>
- LINARES, J. C., TAÏQUI, L., CAMARERO, J. J. (2011) *Increasing Drought Sensitivity and Decline of Atlas Cedar (Cedrus atlantica) in the Moroccan Middle Atlas Forests*. Forests, 2, 777-796. <https://doi.org/10.3390/f2030777>
- LÜNING S., VAHRENHOLT F. (2019) *Holocene Climate Development of North Africa and the Arabian Peninsula*. In: Bendaoud A., Hamimi Z., Hamoudi M., Djemai S., Zoheir B. (eds) The Geology of the Arab World---An Overview. Springer Geology. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-96794-3\\_14](https://doi.org/10.1007/978-3-319-96794-3_14)
- RAMOS, J., BERNAL, D., DOMÍNGUEZ-BELLA, S., CALADO, D., RUIZ, B., GIL, M. J., CLEMENTE, I., DURÁN, J. J., VIJANDE, E. & CHAMORRO, S. (2008). *The Benzú rockshelter: a Middle Palaeolithic site on the North African coast*. Quaternary Science Reviews, 27(23-24), 2210-2218. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2008.08.030>
- RUIZ-ALONSO, M., ABEL-SCHAAD, D., LÓPEZ-SÁEZ, J. A., MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, R. M., VERA-RODRÍGUEZ, J. C., PÉREZ-JORDÁ, G., PEÑA-CHOCARRO, L., ALBA-SÁNCHEZ, F. 2021. *Late glacial-postglacial North African landscape and forest management: palynological and anthracological studies in the caves of Kaf That el-Ghar and El Khil (Tingitana Peninsula, Morocco)*. Review of Palaeobotany and Palynology, 294: 104486. DOI: 10.1016/j.revpalbo.2021.104486
- TERRAB, A., HAMPE, A., LEPAIS O. ET AL. (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
- ZIELHOFER, C., KÖHLER, A., MISCHKE, S., BENKADDOUR, A., MIKDAD, A., & FLETCHER, W. J. (2019). *Western Mediterranean hydro-climatic consequences of Holocene ice-rafted debris (Bond) events*. Clim. Past, 15, 463-475. <https://doi.org/10.5194/cp-15-463-2019>

## Resumen

Se analiza la población rupícola de *Quercus suber* L. sobre granitos de la Pedriza de Manzanares (Madrid). Dentro de la región madrileña esta población constituye su localización más septentrional y la que alcanza cotas más elevadas (1350 m s. n. m.). Su singularidad radica no solamente en su ubicación, sino en su carácter rupícola, el porte que adquieren los ejemplares y en su interés paisajístico. Para llevar a cabo la investigación se realizó su geolocalización mediante fotointerpretación, diseño de itinerarios de campo y muestreos con dron. En los resultados se han identificado un alto número de ejemplares, no existiendo anteriormente registros con este detalle en el sector. A su vez, se caracterizan por primera vez estas poblaciones, especialmente los ejemplares de gran porte en fisuras graníticas. La posible recuperación de esta singular población está comprometida por el herbivorismo que ejerce *Capra pyrenaica victoriae* Schinz. Este estudio ha permitido identificar ejemplares de alto valor natural y patrimonial y áreas con gran potencial regenerativo que constituyen un reservorio genético y de interés para la conservación de *Quercus suber*.

**Palabras clave** *Quercus suber* L., Pedriza de Manzanares, reserva genética, regeneración, valor patrimonial, vegetación rupícola.

## Abstract

*Quercus suber* L. rupicolius population on the southern slopes of Guadarrama Mountain Range (Madrid-Spain)

*Quercus suber* L. rupicolius populations on granite lithologies of the Pedriza de Manzanares (Madrid) were analyzed. Within the Madrid Region these are the most northern and higher (1.350 m a.s.l) of all of them. In the selected area the cork trees have a great singularity for their location, rupicolius character, size and landscape interest. For the research a geolocation was made using photointerpretation, field work and drone samplings. From the results a great number of trees were identified and located with a detailed position for the first time in the area. Also, these populations of *Quercus suber* were characterized, specially the biggest trees on granite fissures. The viability of this population is determined for the herbivorism of *Capra pyrenaica victoriae* Schinz. Cork trees with high natural and patrimonial values and regenerative areas were identified which are a genetic reservoir from the conservation of these rupicolius populations.

**Keywords** *Quercus suber* L., Pedriza de Manzanares, genetic reservoir, regeneration, heritage value, rupicolius vegetation

<sup>1</sup>Departamento de Geografía/Universidad Autónoma de Madrid. <sup>2</sup>Departamento de Ecología/Universidad Autónoma de Madrid. <sup>3</sup>Departamento de Geografía/Universidad Autónoma de Madrid, <sup>4</sup>Departamento de Geografía/Universidad Autónoma de Madrid\* <sup>1</sup>fernando.allende@uam.es, <sup>2</sup>fatima.franco@uam.es, <sup>3</sup>nieves.lopez@uam.es, <sup>4</sup>pedro.molina@uam.es

## 1. Introducción

La distribución actual de *Quercus suber* L. está fundamentalmente localizada en países de la cuenca mediterránea como Francia, Italia, Marruecos, Argelia y Túnez y algunas islas mediterráneas como Córcega, Cerdeña o Sicilia, aunque es especialmente en la península ibérica, España y Portugal, donde se alcanzan las extensiones y densidades de mayor importancia y las condiciones ambientales que favorecen su extensión (temperaturas medias anuales entre 13 y 18 °C y mínimas superiores a -10 °C) (Aronson *et al.*, 2012; Eriksson *et al.*, 2017). En España, la distribución de la especie abarca buena parte del cuadrante suroccidental, extendiéndose hacia el noroeste (Aronson *et al.*, 2012; Ramírez-Valiente *et al.*, 2009). Fuera de este sector, la extensión territorial de las poblaciones es más reducida, como las de Gerona o Valencia. Hacia el interior peninsular su presencia se reduce y adquiere un carácter fragmentado y aislado, desconectado del área general de distribución de la especie.

La extensión de *Quercus suber* difiere en parte de la que tenía en el pasado. De hecho, la reconstrucción del tapiz vegetal del pasado a partir de la palinología y análisis moleculares, sugiere que el alcornoque sobrevivió al máximo glaciar, hacia el final del Pleistoceno, acantonado en refugios del litoral del sur de la península ibérica, la Provenza, Córcega, Cerdeña y norte de África, así como en pequeños valles y barrancos montanos (Carrión *et al.*, 2000; Magri *et al.*, 2007). Con el inicio del Holoceno y la mejoría climática hasta alcanzar el óptimo climático, el alcornoque, junto con otras quercíneas esclerófilas, jugó un papel impor-

tante en la recolonización del espacio en el área mediterránea en detrimento de los pinares (Blanco *et al.*, 1997). No obstante, en las cadenas montañosas mediterráneas más continentales, donde los pinares montanos dominaron con cierta inercia el paisaje durante todo el Holoceno (Franco *et al.*, 1998), los rodales relictuales terciarios de *Q. suber* pudieron encontrar su nicho y experimentar una cierta expansión. Las modelizaciones del nicho ecológico del alcornoque llevadas a cabo por Vessella *et al.* (2015) en toda la cuenca mediterránea, demuestran que no experimentó grandes oscilaciones en sus áreas de distribución durante los últimos 130 000 años, en contraste con lo acontecido en el último milenio. Todo indica que la gran amplitud ecológica del alcornoque y la heterogeneidad física del sur de Europa le permitieron subsistir a las dramáticas oscilaciones climáticas del final del Terciario y el Cuaternario.

La dinámica actual de la especie muestra problemas como el retroceso territorial o la regeneración en diferentes sectores de la cuenca mediterránea (Kim *et al.*, 2017; Hasnaoui *et al.*, 2005; Selmi, 2006) debido fundamentalmente a la presión de actividades ganaderas, agrícolas, la recurrencia de fuegos, los procesos de urbanización o el hecho de favorecer a otras especies forestales.

En este contexto, es importante señalar que mientras las principales poblaciones de alcornoque de la península ibérica han sido intensamente investigadas y caracterizadas, las aisladas no han tenido una atención similar. Este es el caso de algunas de las poblaciones centro-peninsulares, marginales, finícolas y

en condiciones ambientales extremas. En esta investigación se profundiza en la identificación, caracterización y diagnós-

tico de la población rupícola de *Quercus suber* de la Pedriza de Manzanares el Real, en la Comunidad de Madrid.

## 2. Área de estudio y métodos

### 2.1. Área de estudio

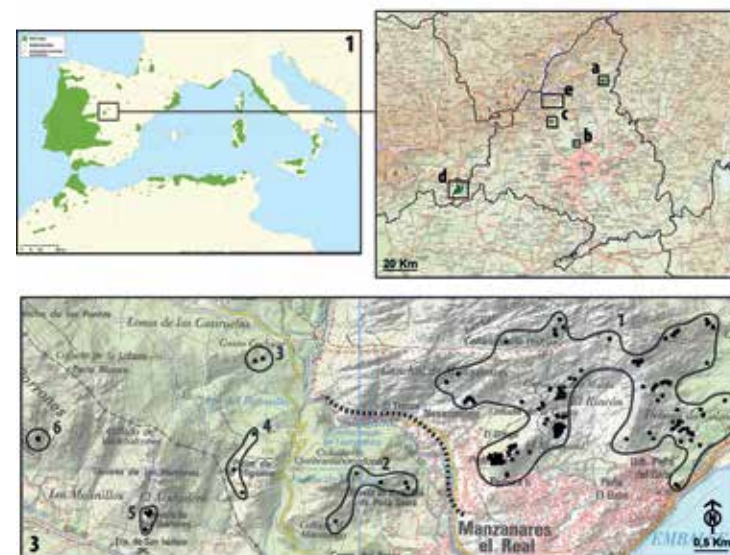


Figura 1. Localización de las principales masas de *Quercus suber* en el Mediterráneo occidental (1) a partir de Cadullo *et al.* (2017); en Madrid (2) según el MFE (2000) e indicando los núcleos de El Berrueco-Torrelaguna (a), El Pardo (b), Hoyo de Manzanares (c), Las Rozas de Puerto Real (d), y área de estudio (e). Ubicación de ejemplares y delimitación de subsectores en el área de trabajo (3): Pedriza (1), Camorzás (2), Casiruelas (3), Picos de la Higuera (4), Porrónes I (5) y Porrónes II (6). Fuentes cartográficas: IGN (MTN200 y MTN50).

*Quercus suber* en la Comunidad de Madrid está restringido a las poblaciones de El Berrueco-Torrelaguna, El Pardo, Hoyo de Manzanares y Las Rozas de Puerto Real (Figura 1). En conjunto su distribución está caracterizada por una presencia escasa, fragmentada y con núcleos de reducida extensión. En esta investigación se profundiza en las características de la población localizada en la Pedriza de Manzanares el Real (Figura 1), situada en las vertientes meridionales de la sierra de Guadarrama sobre granitos biotíticos permo-cám-

bricos. Este sector fue tempranamente reivindicado (1930) como un paisaje de alto valor cultural y natural (Ministerio de Fomento, 1930). Sin embargo, no es hasta 1985 cuando la Pedriza queda incluida en el parque regional de la cuenca alta del Manzanares y, en el año 2013, es declarada parte del parque nacional de la sierra de Guadarrama. En conjunto es una gran macroestructura donde la actividad tectónica ha favorecido la alternancia de elementos domáticos y turriculares separados por pasillos de arenización (depósitos de grus o lehm)

de diferentes dimensiones. A nivel de detalle destacan las morfologías asociadas a domos y falsos domos intensamente diaclasados o microformas derivadas de la meteorización como las desarrolladas sobre pseudolapiaces (pilancones, taffonis, balmas...). Estos alcornoques, orientados en su mayor parte hacia el sur, son de carácter netamente rupícola. El área elegida para los muestreos se extiende entre los 890 y los 1.600 m s. n. m., sobre 2155,2 has y dentro de los términos municipales de Manzanares el Real y Cerceda-El Boalo-Mataelpino. La media anual estimada de las precipitaciones es de 918 mm y, en el caso de las temperaturas, de 12 °C. Sus características térmicas incluyen la mayor parte de la población en el piso mesomediterráneo superior (213,5) según la clasificación de Rivas Martínez (GEOCLIMA, 2020). Estas características definen esta población como una de las más continentales de la península ibérica y, a nivel regional, la que alcanza mayores cotas altitudinales.

## 2.2. Métodos

Inicialmente se realizó una fotointerpretación sobre la imagen PNOA 2017 en falso color con una resolución de 25 x 25 cm (IGN). La imagen permitió localizar los alcornoques de mayor porte y diseñar los itinerarios del trabajo de campo. Se realizaron un total de 58 transectos sobre el terreno en los que se confirmó la presencia de estos ejemplares y se completó la base de datos con los nuevos no detectados en la fotointerpretación. A cada ejemplar se vincularon siete tipos de datos (Tabla 1): coordenadas «x» e «y» UTM, altitud, porte, estado de conservación, información geomorfológica, valor natural y valor patrimonial. A lo anterior se añadió el análisis de las fotografías aéreas históricas (*Vuelo americano*, series A y B) para valorar la extensión de estas poblaciones en la segunda mitad del siglo XX y fotografías con dron (DJI Mavic 2 Pro) cenitales y panorámicas de los individuos más sobresalientes. Los datos obtenidos permitieron un análisis y caracterización general de esta población.

LOCALIZACIÓN	Coordenadas UTM HUSO 30 ETRS89
ALTITUD	Metros
ORIENTACIÓN	1) solana; 2) umbría; 3) este; 4) oeste.
PENDIENTE	A partir del MDT02 del IGN (H508 y H509) y reclasificadas según la clasificación de la FAO (2009): Muy baja (<7°); 2: Baja (7-11°); 3: Media (11-19°); 4: Alta (19-40°); 5: Muy alta (>40°).
PORTE	1) Adulto >3 m; 2) Subadulto <3 >2 m; 3) Juvenil <2 >0,5 m; 4) Plántula/porte arbustivo <0,5 m.
ESTADO DE CONSERVACIÓN	1) Bien conservado; 2) Con daños leves en parte de la copa o en el tronco; 3) Daños graves en la copa, copa reducida o con escaso follaje; 4) Ejemplar muerto.
COPA	Perímetro de la copa en metros a partir de mediciones con dron y ortofotografía
GEOMORFOLOGÍA	1) Fisura en bloque o domo granítico; 2) Bloques graníticos y berrocales; 3) Pasillo de arenización; 4) Depósito de ladera
VALOR NATURAL Y PATRIMONIAL	Valor bajo: ejemplares de porte subadulto, juvenil o arbustivo; valor medio: ejemplares de porte arbóreo con perímetro <1 m; alto: ejemplares de porte arbóreo con perímetro >1 m <2 m; muy alto: ejemplares de porte arbóreo con perímetro > 3 m de copa sobresaliente, en ocasiones reconocidos como Árbol singular (BOCAM, 2015); o por las entidades locales (municipios).

Tabla 1. Base de datos de cada ejemplar geolocalizado.

## 3. Resultados y discusión

### 3.1. Características generales

A partir de los transectos se identificaron un total de 249 ejemplares. La altitud media de la población es de 1070 m s. n. m. alcanzando la mayor altitud un individuo aislado a 1350 m s. n. m. Además, el 77,51 % de los ejemplares (193) se sitúan entre 1000 y 1150 m s. n. m. Esto permite considerar esta población como una de las que se encuentran a mayor altitud del continente europeo. La mayor parte de los autores señalan una distribución altitudinal para la especie por debajo de 800 m s. n. m., considerando como el condicionante más importante para su límite altitudinal las temperaturas invernales (Aronson *et al.*, 2012). De forma mayoritaria los alcornoques se localizan en orientaciones de solana (63,05 %, 175 ejemplares). Las pendientes sobre las que se asientan se sitúan entre los intervalos alto y muy alto (>19°), localizándose un 71,08 % (177) de los ejemplares en vertientes abruptas y escarpadas. A lo anterior hay que añadir su baja densidad y presencia por ha (0,1). La mortalidad de esta especie, debido a las peculiares características del hábitat que ocupa y a las ex-

temas condiciones edáficas, sorprende por su baja incidencia (únicamente un ejemplar muerto de los 249 censados). Esta mortalidad potencialmente podría tener una especial incidencia entre los árboles más longevos arraigados en fisuras de domos graníticos y con un desarrollo de copa muy amplio (Fig. 2).

El análisis del porte de los 248 ejemplares vivos muestra la dominancia de árboles adultos de tipo 1 (33,47 %) y de tipo 2 (33,47 %), mientras que las plántulas y los ejemplares arbustivos apenas superan el 16 % por cada clase (41 individuos en cada una).

Se han identificado cuatro tipologías geomorfológicas colonizadas por *Quercus suber*: fisuras en grandes bloques, acumulaciones de bloques heterométricos de gran tamaño al pie de escarpes y pseudodomas, pequeños pasillos de arenización (depósitos de grus o lehm) y coluviones de matriz gruesa. La presencia de ejemplares sobre los depósitos de grus y los de ladera es minoritaria (1,61 % y 2,82 % respectivamente). Sin embargo, en su mayor parte colonizan fisuras (86 ejemplares, 34,68 %) y blo-

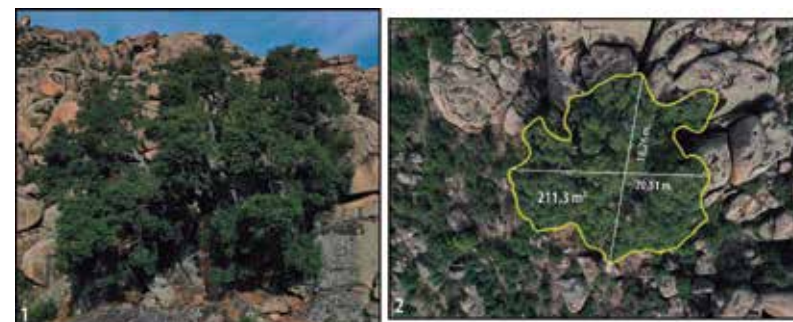


Figura 2. Alcornoque de Los Castillejos aspecto general (1) y dimensiones en planta (2).



ques (151 ejemplares, 60,89 %). En relación con el sustrato en el que progresan los alcornoques, se observa una interesante relación entre el tipo de porte y el tipo geomorfológico. La mayor parte de individuos muestreados se ubican sobre bloques (151, 60,64 %) y de ellos un alto porcentaje (51 %) son subarbóreos, arbustivos o plántulas. Mientras, únicamente el 9,64 % (24 ejemplares adultos de más de 3 m) se instalan en este tipo de formación. Por el contrario, las fisuras de los grandes escarpes y paredes graníticas alojan a los ejemplares de alcornoque de mayor porte (Figura 3), localizándose en estas posiciones 53 de los 87 ejemplares encontrados (21,29 %).

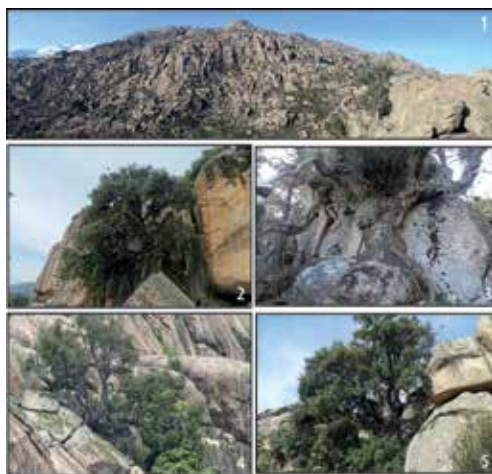


Figura 3. Algunos de los alcornoques de mayor monumentalidad de la población rupícola de la Pedriza de Manzanares el Real. Subsectores Pedriza (1, 4, 5) y Porrones II (2 y 3).

### 3.2. El valor patrimonial de la población de alcornoques de la Pedriza de Manzanares

Se han identificado 19 ejemplares de muy alto valor (Figura 2), entre los cuales se encuentran algunos que reúnen las características indicadas en la disposición segunda del Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres de la Comunidad de Madrid (BOCAM, 2015). En su mayor parte son «ejemplares arbóreos con características extraordinarias de rareza, excelencia de porte, edad, tamaño, significación histórica, cultural o científica. Además, constituyen un patrimonio merecedor de una especial atención y protección por parte de la Administración». Así, se plantea la necesidad de revisar los ejemplares reconocidos como «árboles singulares», aspecto también señalado para otras especies del área estudiada (Bernal, 2014). Los ejemplares de mayor valor, con portes de más de

15 m y perímetros basales de 5,80 m (El Bandolero, Mataalpino), se localizan en un 94,74 % (18) sobre fisuras. Entre los anteriores, el 7,63 % de los ejemplares muestreados (19 árboles) presentan un alto valor por su porte, altura y desarrollo de copa.

### 3.3. Una regeneración escasa y contrastada

Se han detectado 7 áreas de especial interés concentradas en el sector oriental (subsector Pedriza) que están separadas entre sí y que son de gran interés para la regeneración de la especie. En estos sectores es significativa la presencia de un número importante de plántulas así como de ejemplares de porte subarbustivo, arbustivo y arborescente (Figura 4). Sin embargo, el número de individuos indicadores de regeneración en relación a las has muestreadas es muy bajo (162). Uno de

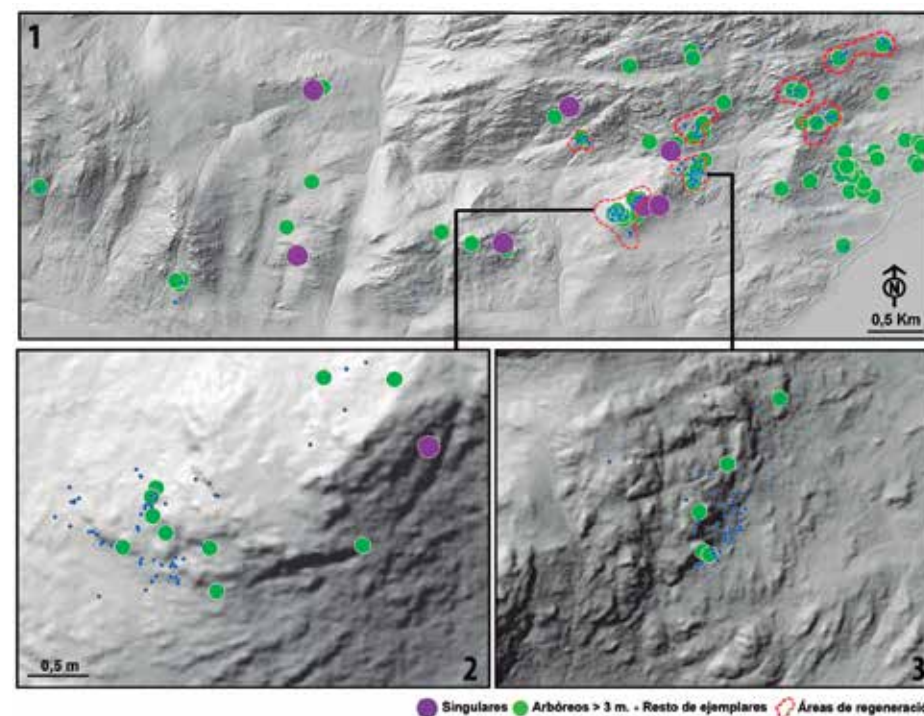


Figura 4. Localización de ejemplares con valor patrimonial y natural muy alto sin regeneración y áreas de interés por su elevada regeneración (*hillshade* calculado a partir del MDT02 del IGN H508 y H509).

los resultados de mayor interés es la estrecha relación entre la tipología geomorfológica y la existencia de ejemplares jóvenes. El 26,10 % de los individuos muestreados sobre bloques y pseudodomas pertenecen a las categorías subarbóreo, arbustivo y plántulas. Por el contrario, solo el 5,62 % (14) coloniza fisuras. Por tanto, es una población en la que los ejemplares más longevos y con portes sobresalientes encuentran refugio en las profundas fisuras que se generan en los afloramientos de naturaleza domática o pseudodomática de mayor entidad. En la actualidad existe una intensa regeneración sobre las acumulaciones de bloques al pie de escarpes como consecuencia del desmantelamiento de frentes domáticos. En estas

áreas las semillas de los alcornoques fructifican en unas condiciones favorables de sombra, humedad, intensa edafogénesis y protección frente al herbivorismo. Esta dinámica de regeneración también se aprecia en la población de alcornoques más próxima de Hoyo de Manzanares (Díaz-Fernández *et al.*, 1996).

Al igual que ocurre con otras especies de valor singular que permanecen en el sector de La Pedriza (*Taxus baccata* L., *Betula alba* L., *Fraxinus angustifolia* Vahl, *Ilex aquifolium* L.) (Bernal, 2014; Perea *et al.*, 2015; Refoyo *et al.*, 2016) los ejemplares de *Quercus suber* experimentan una intensa presión debido a *Capra pyrenaica victoriae*. Esta especie, desde sus introducciones sucesivas (1989,

1991 y 1992) y hasta la actualidad, ha incrementado su número hasta cerca de 3300 individuos. Esto supone densidades de 47,1 ind/km<sup>2</sup>, la mayor población dentro de ENP de todo el territorio español (Perea *et al.*, 2015). La presión ejercida se manifiesta de forma clara en el bajo reclutamiento de ejemplares de portes intermedios y en la escasez de regeneración fuera de áreas de difícil acceso o

en acumulaciones de bloques. En estas zonas las plántulas poseen mayor capacidad de germinación y posterior supervivencia. A lo anterior se añade el intenso ramoneo en las copas más accesibles de ejemplares de alto valor natural y patrimonial.

#### 4. Conclusiones

La investigación realizada ha conseguido inventariar y delimitar una comunidad de *Quercus suber* no estudiada ni caracterizada en su totalidad hasta este momento. Una población aislada, con escasos ejemplares por ha, situada en una franja altitudinal poco común para esta especie en Europa (hasta 1350 m s. n. m.), sobre pendientes escarpadas y abruptas, en orientación de solana, con escasa mortalidad y con predominio de colonización sobre bloques y morfologías pseudodomáticas. Señalar que los ejemplares más longevos y de mayor valor colonizan profundas fisuras que suponen para la especie un refugio frente a la depredación por *Capra pyrenaica victoriae*. La población de al-

cornoques de La Pedriza es extremadamente singular por su carácter rupícola, el porte que presentan y por la originalidad paisajística del conjunto. Además señalar el carácter aplicado que esta investigación tiene para los ENP dentro de los cuales se encuentra esta población (parque nacional de la Sierra de Guadarrama y parque regional de la Cuenca Alta del Manzanares). Por último, se considera necesario plantear la necesidad que tienen las administraciones de elaborar un plan director de conservación, regeneración y puesta en valor del patrimonio genético que supone esta especie en La Pedriza del Manzanares y en el conjunto de los alcornoques madrileños.

#### 5. Referencias

- ARONSON, J., PEREIRA, J. S., y PAUSAS, J. G. (Eds.) (2012): *Cork oak woodlands on the edge: ecology, adaptive management, and restoration*. Island Press. Recuperado de <https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.11.732.5454&rep=rep1&type=pdf>
- BERNAL GONZÁLEZ, R. (2014): «Censo e inventariado de tejo (*Taxus baccata* L.) En la garganta del alto Manzanares». *Actas de las IV Jornadas Internacionales del Tejo*. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, 63-69.

- BLANCO, E.; CASADO, M. A.; COSTA M.; ESCRIBANO, R.; GARCÍA, M.; GÉNOVA, M.; GÓMEZ, A.; GÓMEZ F.; MORENO, J. C.; MORLA, C.; REGATO, P. & SAÍNZ, H. (1997). *Los Bosques ibéricos*. Ed. Planeta. Barcelona.
- BOCAM (2015): Orden 68/2015, de 20 de enero, de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, por la que se modifica el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres de la Comunidad de Madrid, en su categoría de «Árboles Singulares».
- CADULLO, G., WELK, E., SAN-MIGUEL-AYANZ, J. (2017): «Chorological maps for the main European woody species», *Data in Brief* 12, 662-666. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2017.05.007>
- CARRION, J. S., PARRA, I., NAVARRO, C., & MUNUERA, M. (2000): «Past Distribution and Ecology of the Cork Oak (*Quercus suber*) in the Iberian Peninsula: A Pollen-Analytical Approach». *Diversity and Distributions*, 6(1), 29-44. <http://www.jstor.org/stable/2673373>
- P. M. DÍAZ-FERNÁNDEZ, M. I. GALLARDO MUÑOZ y L. GIL (1996). *Alcornocales marginales en España. Estado actual y perspectivas de conservación de sus recursos genéticos*. *Ecología*, N° 10, 21-47.
- ERIKSSON, G., VARELA, M. C., LUMARET, R., y GIL, L. (2017): *Genetic conservation and management of Quercus suber. Technical Bulletin. European Forest Genetic Resources Programme (EUFORGEN), Bioversity International, Rome, Italy*. Recuperado de [http://www.euforgen.org/fileadmin/templates/euforgen.org/upload/Publications/Thematic\\_publications/Quercus\\_TB\\_OpenSourceCR\\_web.pdf](http://www.euforgen.org/fileadmin/templates/euforgen.org/upload/Publications/Thematic_publications/Quercus_TB_OpenSourceCR_web.pdf)
- FONSECA, C., MIGUEIS, D., FERNANDES, T., CARVALHO, H., LOUREIRO, A., CARVALHO, J., y TORRES, R. T. (2017): «The return of the Iberian wild goat *Capra pyrenaica* to Portugal: From reintroduction to recolonization». *Journal for Nature Conservation*, 38, 56-61. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2017.05.006>
- FAO (2009). *Guía para la descripción de suelos*. Cuarta edición. Roma. <https://www.fao.org/publications/card/es/c/0f070cdd-1b6d-53fa-add1-5c972fb299d2/>
- FRANCO MÚGICA, F.; GARCÍA ANTÓN, M. & SAÍNZ OLLERO, H. (1998). *Vegetation dynamics and human impact in the Sierra de Guadarrama, Central System, Spain*. *The Holocene*, 8, 1: 69-82
- GEOCLIMA (2020). *Estimación de variables térmicas y pluviométricas en el piedemonte meridional de la Comunidad de Madrid a partir de las series del INM y de análisis multivariante* (inédito)
- HASNAOUI, F., RJÉIBIA, N., ABBÈS, C., YACOUBI, W., y HASNAOUI, B. (2005): «Contribution à l'étude du dépérissement du chêne-liège dans la forêt de Tabarka (Tunisie): relations entre nutriments et état sanitaire des arbres». *Comptes rendus de la réunion*, 28(8), 25-31. Recuperado de [http://www.iobc-wprs.org/pub/bulletins/iobc-wprs\\_bulletin\\_2005\\_28\\_08.pdf#page=45](http://www.iobc-wprs.org/pub/bulletins/iobc-wprs_bulletin_2005_28_08.pdf#page=45)
- KIM, H. N., JIN, H. Y., KWAK, M. J., KHAINÉ, I., YOU, H. N., LEE, T. Y., ... y WOO, S. Y. (2017): «Why does *Quercus suber* species decline in Mediterranean areas?». *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, 10(3), 337-341. <https://doi.org/10.1016/j.japb.2017.05.004>
- MAGRI, D., FINESCHI, S., BELLAROSA, R., BUONAMICI, A., Sebastiani, F., SCHIRONE, B., ... y VENDRAMIN, G. G. (2007). «The distribution of *Quercus suber* chloroplast haplotypes matches the palaeogeographical history of the western Mediterranean». *Molecular Ecology*, 16(24), 5259-5266. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2007.03587.x>
- Ministerio de Fomento (1930): Real Orden 213, de 30 de septiembre, de declaración de Sitio Natural de Interés Nacional la Pedriza del Manzanares y la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara y de Monumento Natural de Interés Nacional la Peña del Arcipreste de Hita. Recuperado de [http://www.madrid.org/rlma\\_web/html/web/FichaNormativa.icm?ID=1008#](http://www.madrid.org/rlma_web/html/web/FichaNormativa.icm?ID=1008#)
- OLIVEIRA, G., & COSTA, A. (2012): «How resilient is *Quercus suber* L. to cork harvesting? A review and identification of knowledge gaps». *Forest Ecology and Management*, 270, 257-272. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.025>
- PEREA, R., PEREA-GARCÍA-CALVO, R., DÍAZ-AMBRONA, C. G., & SAN MIGUEL, A. (2015): «The reintroduction of a flagship ungulate *Capra pyrenaica*: assessing sustainability by surveying woody vegetation». *Biological Conservation*, 181, 9-17. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.10.018>

RAMÍREZ-VALIENTE, J. A., VALLADARES, F., GIL, L., & ARANDA, I. (2009): «Population differences in juvenile survival under increasing drought are mediated by seed size in cork oak (*Quercus suber* L.)». *Forest Ecology and Management*, 257(8), 1676-1683. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.024>

REFOYO ROMÁN, P., OLMEDO, C., & MUÑOZ, B. (2016): *Space use of a reintroduced population of Iberian ibex (*Capra pyrenaica*) in a protected natural area*. *Canadian Journal of Zoology*, 94(3): 181-189. <https://doi.org/10.1139/cjz-2015-0166>

SELMI, K. (2006): «Use of the data of the national forest inventory for the monitoring and the management of cork oak forest in Tunisia.» *Ann. Inrgref*, 9, 21-30. <https://doi.org/10.1080/21580103.2011.573951>

VESSELLA, F., SIMEONE, M. C., & SCHIRONE, B. (2015): «*Quercus suber* range dynamics by ecological niche modelling: from the Last Interglacial to present time». *Quaternary Science Reviews*, 119, 85-93. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2015.04.018>.

## EVOLUCIÓN DEL PAISAJE VEGETAL DEL MACIZO ASTURIANO: RESULTADOS PRELIMINARES DE UN TRANSECTO PEDOANTRACOLÓGICO

Salvador Beato<sup>1</sup>, Raquel Cunill<sup>2</sup>, Salvia García<sup>3</sup>, José Luis Marino<sup>1</sup>, Miguel Ángel Poblete<sup>1</sup> y Carmen Rodríguez<sup>1</sup>

### Resumen

El proyecto «La Evolución de la Vegetación en los Puertos de Montaña (Asturias central) mediante Pedoantracología» ha diseñado un transecto N-S con el que completar el conocimiento paleoecológico de Asturias a través de la aplicación del método pedoantracológico. Hasta la fecha se han elaborado siete sondeos pedoantracológicos y se han obtenido los fragmentos de carbón vegetal de todos ellos. Además, una vez aislados los carbones se ha llevado a cabo la identificación taxonómica de buena parte de los hallados en cinco de los sondeos. Los resultados obtenidos parecen concordar con lo conocido por otros métodos, por ejemplo, la variación de los pisos de vegetación y distribución de las formaciones vegetales debido a la influencia antrópica desde el Neolítico; igualmente, están planteando nuevas cuestiones que será necesario abordar en el futuro.

**Palabras clave** *Pedoantracología, pastos comunales, taxus baccata, macizo asturiano, Asturias*

### Abstract

First results of the pedoanthracological transect on the evolution of the vegetal landscape in the Asturian massif

The project called «The evolution of vegetation in mountain passes (central Asturias) through pedoanthracology» has designed an North - South transect with which to complete the paleoecological knowledge of Asturias through the application of the pedoanthracological method. To date, 6 pedoanthracological surveys have been done and the fragments of charcoal have been obtained from all of them. In addition, once the coals have been isolated, the taxonomic identification of a good part of those found in 5 of the soundings has been carried out. The results obtained seem to agree with what is known by other methods, for example, the variation of vegetation floors and distribution of plant formations due to the anthropic influence since the Neolithic; they are also raising new issues that will need to be addressed in the future.

**Keywords** *Pedoanthracology, communal pastures, taxus baccata, Asturian massif, Asturias*

<sup>1</sup>Departamento de Geografía, Universidad de Oviedo. <sup>2</sup>Departamento de Geografía, Universitat Autònoma de Barcelona. <sup>3</sup>E.T.S.I. de Montes, Forestal y del Medio Natural, Universidad Politécnica de Madrid \*beatosalvador@uniovi.es



## 1. Introducción

Los incendios son un factor determinante en las dinámicas vegetales de montaña (Bal y Métaillé, 2005; Cunill, 2010; Gil-Romera *et al.*, 2014) debido a las grandes perturbaciones que han producido desde el inicio del Holoceno, especialmente con la llegada de los grupos humanos neolíticos y la utilización del fuego como herramienta fundamental para abrir pastos y generar zonas agrícolas (Bal *et al.*, 2010; Valse *et al.*, 2014; Pélachs *et al.*, 2016). Efectivamente, el fuego ha sido uno de los principales factores y elementos que han participado en la configuración paisajística, tal y como se ha mostrado en diferentes estudios científicos europeos y en la propia cordillera Cantábrica (Carracedo, 2015; Pérez-Obiol *et al.*, 2016). No obstante, la práctica de la roza y la quema para generar nuevos espacios agrarios no es una actividad singular de este continente sino común a las comunidades humanas que han poblado buena parte del mundo, como ocurre hoy en día asimismo en algunos espacios tropicales en los que la pedoantracología se está mostrando, también, como una técnica básica para conocer la evolución del paisaje (Dussol *et al.* 2021; Bodin *et al.* 2021). En efecto, el análisis de los fragmentos de carbón presentes en los suelos permite el conocimiento de los incendios del pasado y, por tanto, de las dinámicas y modificaciones de las formaciones vegetales leñosas por el fuego, los ecosistemas y paisajes (Thinon, 1978, 1988 y 1992; Carcaillet y Thinon, 1996; Talon *et al.*, 1998; Carcaillet, 2001; Fesenmyer y Christensen, 2010; Talon, 2010)

En este sentido, los carbones vegetales presentes en gran parte de las for-

maciones edáficas debido, en parte, a su resistencia a la descomposición microbiana son, sin lugar a duda, elementos fundamentales para las investigaciones y reconstrucciones paleoambientales; en efecto, aportan una resolución espacial muy precisa y más detallada que otras técnicas paleoecológicas como la palinología con la que, por otra parte, se complementa perfectamente (Bal, 2006; Talon, 2010; Nelle *et al.*, 2013; Cunill *et al.*, 2015; Gilck y Poschlod, 2021). Por ejemplo, los resultados de las prospecciones palinológicas y arqueológicas en la cordillera Cantábrica han sido muy útiles para reconocer las relaciones que se hallan tras los cambios de composición y estructurales de las diferentes cubiertas del suelo y paisajes, es decir, las transformaciones inducidas por las variaciones climáticas, hidrológicas, edáficas y humanas, mutuamente relacionadas (López Merino, 2009).

No obstante, el origen de los pastos montanos y subalpinos asturianos no está explícita y ordenadamente descrito ni tenemos, todavía, cronologías de los incendios del pasado. Tampoco sabemos con exactitud cómo ha variado el límite superior del bosque en el macizo Asturiano o el papel de algunas especies vegetales que, por sus singularidades, pasan desapercibidas en los resultados de las investigaciones realizadas a través de ciertas técnicas empleadas para el conocimiento paleoecológico (Beato *et al.*, 2019). A este respecto, cabe señalar las aportaciones de la pedoantracología, por ejemplo, para el descubrimiento de algunas paleolocalidades de *Abies* sp. en el sur peninsular (Olmedo-Cobo *et al.*, 2021; Pardo-Martínez *et al.*, 2021),

de la distribución de la vegetación en el pasado en condiciones geoecológicas muy particulares como la de enclaves serpentínicos (Olmedo-Cobo *et al.*, 2017, 2019a y 2019b), de las variaciones en el límite superior del bosque de los Pirineos (Cunill, 2010; Cunill *et al.*, 2012) y en el Sistema Central (García *et al.*, 2017), etc.

En definitiva, el objetivo de esta comunicación es tratar de completar el relato paleoecológico holoceno del ma-

cizo Asturiano mediante la aplicación del método pedoantracológico. Para ello se diseñó un transecto N-S a través del cual realizar sondeos en áreas deforestadas utilizadas como zonas de pasto comunales y de aprovechamiento tradicional de matorrales, para responder a preguntas como «¿Cuál es el origen de los pastizales localizados por debajo del límite del bosque? y ¿Cuál ha sido la distribución de *Taxus baccata* en el pasado?».

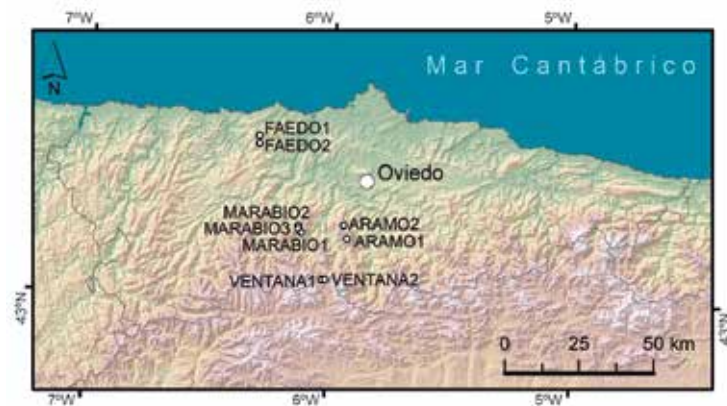
## 2. Área de estudio

El transecto recorre de norte a sur la vertiente septentrional del Macizo Asturiano en su zona central (Mapa 1). Por tanto, transcurre por los afloramientos paleozoicos de la zona asturoccidental-leonesa y la zona cantábrica. En el primer caso se trata de relieves pseudoapalachenses en los que los materiales más resistentes, cuarcitas ordovícicas, se encuentran en las cumbres alomadas y plataformas elevadas de media y baja altitud que sobresalen sobre los valles labrados en materiales más deleznable como, por ejemplo, las pizarras silúricas. En la zona cantábrica, por otra parte, las mayores altitudes se corresponden con afloramientos calizos carboníferos de media y alta montaña destacados sobre los valles generados en materiales siliciclásticos. En todo caso, las pendientes son pronunciadas y los suelos tienen escaso desarrollo salvo, como es obvio, en las exiguas planicies. El clima oceánico presenta algunas variaciones en función de la mayor lejanía a la costa, la altitud y la topografía, mas en líneas generales se caracteriza por una elevada pluviometría anual, por encima de los 1000-1200 mm., y unas temperaturas suaves, con medias anuales entre

los 13 °C del litoral y los apenas 4 °C de las cumbres.

La vegetación es la correspondiente a dos distritos de la región eurosiberiana, el cántabro-atlántico y el orocantábrico, esto es, posee una gran diversidad debida a la gran variedad de situaciones geoecológicas dispares, así como a una intensa humanización desde el Neolítico. Así, pueblan estas tierras las saucedas blancas arborescentes, bosques mixtos higrófilos y alisedas ribereñas de los fondos de los valles, carbayedas oligotrofas con abedules y eutrofas con arces y fresnos, castañedos, encinares y lauredales del piso basal; los hayedos montanos, tanto eutrofos como oligotrofos, carrascales cantábricos, rebollares, tiledas, acebedas, fresnedas y abedulares orocantábricos; los robledales albares, también montanos, y los enebrales rastros subalpinos. Las formaciones de matorral también son muy ricas en sus diferentes landas (brezales, tojales, escobonales) así como las cubiertas herbáceas, en un mosaico agrosilvopastoril de una gran biodiversidad y de alto valor patrimonial (Beato, 2018; Beato *et al.*, 2021).





Mapa 1. Localización de los sondeos pedoantracológicos. Elaboración propia a partir de las bases cartográficas del IGN.

### 3. Metodología

La metodología se inicia con el diseño del transecto en el que se han seleccionado zonas de sondeo escalonadas de menor a mayor altitud tratando de obtener información de los distintos pisos biogeográficos. Previamente se habían realizado dos sondeos más en la sierra del Aramo. El segundo criterio que se ha empleado es el de buscar áreas utilizadas tradicionalmente para el pasto extensivo que coinciden en todos los casos con puertos de baja, media y alta montaña. Así, la elección de los lugares donde excavar las fosas pedoantracológicas parten, en primer lugar, del objetivo de muestrear áreas deforestadas para buscar el origen de ese estado regresivo en la sucesión vegetal y la evolución histórica de las mismas. Por tanto, se han elegido enclaves situados en montes de utilidad pública desde zonas bajas y cercanas a la costa (sondeos de la sierra de Los Faedos) hasta la divisoria cantábrica (en el puerto de Ventana), cubriendo un desnivel de más de 1200 m entre los 600 m del sondeo FAEDO 1 y los 1827 m de VENTANA 1. Igualmente, se ha tratado de

analizar suelos en diferentes contextos litológicos, topográficos, geomorfológicos y microclimáticos, como los depósitos en depresiones kársticas de la sierra del Aramo, los crestones cuarcíticos de FAEDO 2 y VENTANA 2, las areniscas en laderas con solifluxión de VENTANA 2, los depósitos de coluviones periglaciares de FAEDO 1 y los interfluvios en pizarras y areniscas de los sondeos de los puertos de Marabio.

En cuanto al método pedoantracológico concretamente, consiste en la extracción, identificación taxonómica y datación de restos vegetales carbonizados que se hallan en los suelos y depósitos sedimentarios (Thinon, 1992; Bal, 2006; Cunill, 2010). El proceso parte de la excavación con pico y pala tratando de alcanzar la roca madre para obtener un perfil edáfico completo y realizar la descripción edafológica. De cada horizonte del suelo se extraen muestras (de unos 5 kg) cada 10-20 cm que, posteriormente, se secarán para ser pesadas. El procedimiento continúa con el tamizado con agua por una columna de tres tamices (de 50 cm de diámetro

y homologados según normas ISO 3310/1, ASTM E11-17) para obtener las fracciones de 5 mm, 2 mm y 0,8 mm. Una vez secados de nuevo los materiales tamizados se aíslan los fragmentos de carbón manualmente con la ayuda de unas pinzas entomológicas y una lupa binocular (sita en el Departamento de Geografía de la Universidad de Oviedo, juegos oculares de 20x y objetivos de hasta 4,5x). Todo el contenido de carbón de las muestras es pesado, finalmente, para calcular la antracomasa, esto es, la relación entre los carbones y el peso en seco del nivel completo muestreado.

Una vez calculada la antracomasa se deben identificar taxonómicamente los materiales aislados de las muestras de suelo a través de la anatomía de la madera conservada en los fragmentos carbonizados. Mediante la inspección al microscopio se analiza la estructura celular de la madera a través del empleo de claves taxonómicas ya publicadas (ej.: Schweingrüber, 1990), la consulta de atlas de anatomía de la madera y de carbones vegetales, así como por com-

paración con las muestras realizadas carbonizando fragmentos de madera de especies actuales que se guardan en colecciones de referencia. Se están utilizando microscopios Leica, Olympus y Nikon con luz reflectante (episcopícos) con lentes de magnificación de 50x, 100x, 200x y 500x de varios laboratorios (Departamento de Prehistoria de la Universidad de Oviedo, Área de Microscopía Confocal de los Servicios Científico-Técnicos de la Universidad de Oviedo, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes de la Universidad Politécnica de Madrid). Finalmente se seleccionan los carbones con un peso que permita su datación y que sean los más relevantes en función de los objetivos de la investigación y se envían a un laboratorio especializado (Poznań Radiocarbon Laboratory, Polonia) para ser datados y poder establecer las cronologías una vez calibradas las fechas de radiocarbono a cal. BP utilizando el programa OXCAL 4.3 (Bronk, 2017) y la curva de calibración IntCal13 (Reimer y otros, 2013).

### 4. Resultados preliminares

Se han efectuado siete sondeos pedoantracológicos a los que hay que añadir los efectuados previamente en la sierra del Aramo (ARAMO 1 y ARAMO 2) a más de 1600 m s. n. m. y se han recuperado los fragmentos de carbón vegetal de todos ellos. Igualmente, se ha completado el aislamiento de los carbones de todas las muestras de suelo para calcular las antracomasa. Las antracomasa son, en general, bajas, exceptuando el nivel I de FAEDO

1, con una antracomasa relativamente elevada, y los dos niveles de muestreo de VENTANA 2 donde apenas se han rescatado carbones. FAEDO 1 es la prospección a menor altitud (600 m s. n. m.). Se trata de un muestreo en una ladera (bajo el pico La Curcimera 814 m) orientada al N y recubierta por un coluvión periglacial (bloques, cantos y gravas de cuarcita) con signos recientes de los incendios que mantienen deforestada la zona (Figura 1).



**A) Sierra de los Faedos:** aprovechamiento ganadero extensivo, forestal y para la producción de energía eólica.  
**B) Sondeo FAEDO 1.** Profundidad: 110 cm. 5 niveles de muestreo.  
**C) Pico de la Ferreirúa** desde VENTANA 1.  
**D) Sondeo VENTANA 1.** Profundidad: 25 cm. Un nivel de muestreo. Elaboración propia.

Figura 1. Fotografías de algunos sondeos pedoantracológicos del proyecto y su entorno.

Efectivamente, la cubierta vegetal en el entorno de FAEDO 1 está conformada por herbáceas (70 % de recubrimiento) y brezales-tojales con *Erica arborea* y *Erica mackaiana*, *Daboecia cantabrica*, etc. En el mapa topográfico se puede identificar el topónimo Teixéu motivo por el cual se sondeó en este lugar en busca de respuestas a una de las preguntas iniciales planteadas en el objetivo. Efectivamente, entre las identificaciones realizadas hasta ahora se encuentran 18 fragmentos de *Taxus baccata* (todos ellos en el nivel I), aunque el predominio es el de *Quercus caducifolia* en los tres niveles más superficiales. Por su parte, VENTANA 2 se realizó a 1605 m s. n. m. en un collado bajo unas peñas calizas con una cicatriz de soliflucción. Se trataba de un suelo esquelético sobre areniscas, con cantos y bloques cubierto por un pastizal y algunos matorrales en las cercanías (brezal-tojal con brezo blanco). Los sondeos del Aramo, especialmente ARAMO 2 (Beato et al., 2019), efectua-

do a una altura similar, presagiaban una mayor cantidad de carbones entre los que encontrar restos de taxones potencialmente arbóreos. Sin embargo, los fragmentos de carbón hallados fueron nimios y correspondientes a arbustos. Por esto, se repetirá la prospección para descartar que haya habido algún fallo en alguna parte del proceso en la que se hayan perdido los carbones. Por el contrario, en VENTANA 1, a 1827 m s. n. m. y con una fosa pedoantracológica de apenas 25 cm de profundidad, se obtuvieron 13,89 g de carbón a partir de 12,5 kg de material (Tabla 1). De los 58 fragmentos de carbón analizados todos corresponden a plantas arbustivas, concretamente, de *Leguminosae* (*Cytisus* type) y ericáceas (*Erica arborea* type, *Calluna* y *Vaccinium*). La altitud parece no haber permitido el desarrollo de árboles en este suelo esquelético cuarcítico, cubierto por un brezal de *Erica australis*, *Calluna vulgaris*, *Pterospartum tridentatum* y *Halimium alyssoides*, con señales de fuegos recientes.

FAEDO	5 mm (g)	2 mm (g)	0,8 mm (g)	Total carbones (g)	Total 5 mm (mg)	Peso muestras (kg)	Antracomasa
<b>FAEDO 1</b>	12,1	6,1	17,1	35,3	12089,3	49,7	243,2
Nivel I	8,9	4,2	15,4	58,5	8910,8	8,6	1036,1
Nivel II	2,8	1,5	1,3	5,6	2755,8	9,1	302,8
Nivel III	0,3	0,3	0,2	0,9	346,6	9,4	36,9
Nivel IV	0,1	0,0	0,1	0,2	62,5	13,5	4,6
Nivel V	0,0	0,1	0,1	0,1	13,6	9,1	1,5
<b>FAEDO 2</b>	0,6	0,7	0,9	2,2	633,8	28,7	22,1
Nivel I	0,6	0,6	0,7	2,0	648,4	8,7	71,1
Nivel II	0,0	0,0	0,1	0,2	0,0	9,9	0,0
Nivel III	0,0	0,0	0,0	0,1	15,4	10,1	1,5
<b>MARABIO 1</b>	1,7	2,1	2,5	6,3	1731,7	16,0	108,2
Nivel I	1,7	1,9	2,2	5,7	1706,1	8,6	198,4
Nivel II	0,0	0,3	0,3	0,6	25,6	7,4	3,5
<b>MARABIO 2</b>	0,3	7,3	4,6	12,3	331,8	22,8	14,6
Nivel I	0,2	2,1	1,4	3,7	224,3	7,1	31,6
Nivel II	0,0	1,3	1,3	2,7	16,9	7,6	2,2
Nivel III	0,1	3,9	1,9	6,0	90,6	8,1	11,2
<b>MARABIO 3</b>	3,7	6,3	9,2	19,2	3733,3	23,20	160,9
Nivel I	3,2	2,6	3,8	9,5	3197,0	6,4	499,5
Nivel II	0,3	2,1	3,9	6,3	317,6	8,7	36,5
Nivel III	0,2	1,6	1,5	3,4	218,7	8,1	27,0
<b>VENTANA 1</b>	2,4	3,9	7,6	13,9	2392,4	12,5	191,4
Nivel I	2,4	3,9	7,6	13,9	2392,4	12,5	191,4
<b>VENTANA 2</b>	0,0	0,2	0,4	0,6	3,4	12,3	0,3
Nivel I	0,0	0,1	0,2	0,3	3,4	6,1	0,6
Nivel II	0,0	0,1	0,2	0,3	0,0	6,2	0,0

Tabla 1. Pesos del contenido en fragmentos de carbón y cálculo de las antracomasa. Elaboración propia.

En cuanto a la identificación taxonómica no se pueden adelantar más resultados pues el proceso continúa, toda vez que faltan por completarse los aná-

lisis de las fosas iniciadas y de las del puerto de Marabio, a una altitud media entre las de Faedo y Ventana. Respecto a las dataciones, únicamente se

han enviado al laboratorio muestras de FAEDO 1 para las que resultaba muy interesante establecer una cronología. De los 182 fragmentos identificados, con un dominio generalizado de *Quercus* tipo *robur*, destacó la fuerte presencia de *Taxus baccata* en el nivel I. Se hallaron 18 fragmentos de tejo de los que se seleccionaron 7 para datar, con la idea de relacionar los posibles hallazgos con

los datos de la sierra del Aramo donde todos los fragmentos de tejo datados arrojaron una fecha similar de la Edad del Bronce (Beato *et al.*, 2019). Sin embargo, los resultados en este caso dan unas fechas muy diferentes, aunque también concentradas en apenas dos centurias: todas las muestras de carbón fueron datadas entre  $615 \pm 30$  BP y  $885 \pm 30$  BP, esto es, en los siglos XIII y XIV.

## 5. Conclusiones

No cabe duda de que el método pedoantracológico puede aportar datos muy relevantes para el conocimiento de la evolución del paisaje en el macizo Asturiano. Por el momento, estamos averiguando algunas cuestiones muy relevantes para completar el análisis de cómo fue la colonización de los espacios montanos por los grupos humanos, la transformación de los bosques en espacios agrarios y ganaderos y la gestión de estos mediante el fuego. Además, podemos arrojar luz sobre la historia geológica de algunas especies vegetales

arbóreas como el tejo, hasta ahora desconocida pues su polen no ha aparecido reflejado en los diagramas polínicos de la región asturiana. No obstante, según ampliamos el conocimiento de algunas localizaciones concretas donde se realizan los sondeos pedoantracológicos surgen nuevas incógnitas, preguntas que anticipan la gran complejidad en la evolución de las relaciones entre los seres humanos y el medio natural, mucho más allá de las líneas generales que podemos y necesitamos definir para entender el mundo en que vivimos.

## Agradecimientos

Este trabajo ha sido llevado a cabo gracias a la ayuda PAPI-20-EMERG-2 La Evolución de la Vegetación en los Puertos de Montaña (Asturias Central) mediante Pedoantracología de la Universidad de Oviedo y a la XXVI Ayuda a la investigación Ramón de la Sagra de la Fundación Alvargonzález (Gijón) para el proyecto Dinámica Paleoeológica del Macizo Central Asturiano a través de un Transecto Pedoantracológico».

## 6. Referencias

BAL, M. C. (2006): *Construccions et dynamiques des espaces et des terrasses agropastorales en zone intermediaire des Pyrenees du Neolithique a nos jours* (Cerdagne, Pays de Sault, Pays Basque). Approche archeoenvironnementale par la pedoanthracologie. Tesis Doctoral (inérita). Universidad de Toulouse II.

BAL, M. C. y MÉTAILIÉ, J. P. (2005): «Propositions méthodologiques pour l'étude des feux agro-sylvopastorales en montagne pyrénéenne. Évaluation qualitative et quantitative des résidus d'incendies à partir des analyses pédoanthracologiques», *Anthropozoologica*, 40, 81–93.

BAL, M. C., RENDU, C., RUAS, M. y 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, S. (2018): *El patrimonio natural de la Sierra del Aramo (Montaña Central Asturiana) y la evolución de su paisaje*. Tesis Doctoral inédita, Universidad de Oviedo.

BEATO, S., POBLETE, M. Á. y CUNILL, R. (2019): «*Taxus baccata* en la Sierra del Aramo (Macizo Central Asturiano)», *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 81, 2772: 1–30. <http://dx.doi.org/10.21138/bage.2772>

BEATO, S., POBLETE, M. A., MARINO, J. L. y CUNILL, R. (2020): «Aproximación pedoantracológica a la Sierra del Aramo (Macizo Central Asturiano)», en V. Carracedo, J. C. García-Codron, C. Garmendia y V. Rivas (eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía*. Santander (España), 22–25 de junio (pp. 31–40). Santander, Asociación de Geógrafos Españoles (AGE).

BEATO, S., MARINO, J. L., POBLETE, M. A., CUNILL, R., RODRÍGUEZ, J. M. (2012): «Les pastures de muntanya de la Serra de l'Aramo (Massís Central Asturià): anàlisi geoecològica, evolució històrica i dinàmica recent», *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 67(1), 5–32. <https://doi.org/10.5565/rev/dag.654>

BODIN, S. C., FEISS, T., MOLINO, J. F. y BREMOND, L. (2021): «Assessment of the efficiency of three sampling methods for the recovery of soil charcoals in tropical anthropogenic sites», *Quaternary International*, Volume 595, 145–154. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2021.04.023>.

CARCAILLET, C. (2001): «Are Holocene wood-charcoal fragments stratified in alpine and subalpine soils? Evidence from the Alps based on AMS 14C dates», *Holocene*, 11, 231–242.

CARCAILLET, C. y THINON, 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», *Rev. Palaeobot. Palynol.*, 91, 399–416.

CARRACEDO, V. (2015): *Incendios forestales y gestión del fuego en Cantabria*. Tesis Doctoral (inérita). Departamento de Geografía, Urbanismo y Ordenación del Territorio. Universidad de Cantabria, Santander.

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. Tesis Doctoral (inérita). Barcelona, Universitat Autònoma de Barcelona.

CUNILL, R., SORIANO, J. M., BAL, M. C., PÉLACHS, A. y 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., MÉTAILIÉ, J. P., GALOP, D., POUBLANC, S. y 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.

DUSSOL, L., VANNIÈRE, B., PURDUE, L., ORANGE, F., TESTÉ, M., CASTANET, C., GARNIER, A., LEMONNIER, E. Y THÉRY-PARISOT, I. (2021): «How to highlight slash-and-burn agriculture in ancient soils? A modern baseline of agrarian fire imprint in the Guatemalan lowlands using charcoal particle analysis», *Journal of Archaeological Science: Reports*, Volume 35, 102725, <https://doi.org/10.1016/j.jasrep.2020.102725>.

FESENMYER, K. A. Y CHRISTENSEN, N. L. (2010): «Reconstructing Holocene fire history in a southern Appalachian forest using soil charcoal», *Ecology*, 91, 662–670.

GARCÍA, S., BAL, M. C., ALLÉE, P., GARCÍA-AMORENA, I. y 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.

GILCK, F. y POSCHLOD, P. (2021): «The history of human land use activities in the Northern Alps since the Neolithic Age. A reconstruction of vegetation and fire history in the Mangfall Mountains (Bavaria, Germany)», *The Holocene*, 31(4), 579–591. [doi:10.1177/0959683620981701](https://doi.org/10.1177/0959683620981701)



GIL-ROMERA, G., GONZÁLEZ-SAMPÉRIZ, P., LASHERAS-ÁLVAREZ, L., SEVILLA-CALLEJO M., MORENO, A., VALE-RO-GARCÉS, B., LÓPEZ-MERINO, L., CARRIÓN, J. S., PÉREZ SANZ, A., ARANBARRI, J. y GARCÍA-Prieto, E. (2014): «Biomass-modulated fire dynamics during the last glacial–interglacial transition at the Central Pyrenees (Spain)», *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 402, 113–124.

LÓPEZ MERINO, L. (2009): *Paleoambiente y antropización en Asturias durante el Holoceno*. Tesis Doctoral. Madrid: Universidad Autónoma de Madrid.

NELLE, O., ROBIN, V. y TALON, B. (2013): «Pedoanthracology: Analysing soil charcoal to study Holocene palaeoenvironments», *Quat. Int.*, 289, 1–4.

OLMEDO-COBO, J. A., CUNILL-ARTIGAS, R., MARTÍNEZ-IBARRA, E. y 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. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002017000200004>

OLMEDO-COBO, J. A., CUNILL-ARTIGAS, R., GÓMEZ-ZOTANO, J. y PARDO-MARTÍNEZ, R. (2019a): «Aportaciones del análisis pedoantracológico al conocimiento paleoecológico de *Pinus pinaster* en el sur de España: el caso de Sierra Bermeja». *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 80, 1–34. <https://doi.org/10.21138/bage.2667>

OLMEDO-COBO, J. A., CUNILL-ARTIGAS, R. y GÓMEZ-ZOTANO, J. (2019b): «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, 417–432. <https://doi.org/10.1007/s00334-018-0701-z>

OLMEDO-COBO, J. A., PARDO-MARTÍNEZ, R. y GÓMEZ-ZOTANO, J. (2021): «First data about the Holocene composition of mountain forests in the Sierra de las Nieves Natural Park (Ronda Mountains, Spain) through pedoanthracological analysis», *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (89). <https://doi.org/10.21138/bage.3099>

PARDO-MARTÍNEZ, R., GÓMEZ-ZOTANO, J. y OLMEDO-COBO, J. A. (2021): «The history of *Abies pinsapo* during the Holocene in southern Spain, based on pedoanthracological analysis», *Vegetation History and Archaeobotany*, <https://doi.org/10.1007/s00334-021-00855-w>

PÈLACHS-MAÑOSA, A., GARCÍA-CODRON, J. C., SORIANO-LÓPEZ, J. M., PÉREZ-OBOL, R. y CATALÁN-AGUILAR, J. (2016): «El papel de los incendios en las dinámicas forestales del norte de la Península Ibérica durante el Holoceno», en GÓMEZ-ZOTANO, J., ARIAS-GARCÍA, J., OLMEDO-COBO, J. A. y SERRANO-MONTES, J. L. (eds.): *Avances en Biogeografía. Áreas de distribución: entre puentes y barreras*. Granada: Universidad de Granada, Editorial Universidad de Granada, 553–562.

PÉREZ-OBOL, R., GARCÍA-CODRON, J. C., PÈLACHS, A., PÉREZ-HAASE, A. y SORIANO, J. M. (2016): «Landscape dynamics and fire activity since 6740 cal yr BP in the Cantabrian region (La Molina peat bog, Puente Viejo, Spain)», *Quaternary Science Reviews*, 135(1), 65–78.

SCHWEINGRÜBER H. S. (1990): *Anatomy of European woods*. Stuttgart, W.S.L.F.N. P.

TALON, B. (1997). *Evolution des zones supra-forestières des Alpes sud-occidentales françaises au cours de l'Holocène, analyse pedoanthracologique*. Tesis Doctoral inédita, Universidad de Aix-Marseille III.

TALON, B. (2010): «Reconstruction of Holocene high-altitude vegetation cover in the French southern Alps: evidence from soil charcoal», *Holocene*, 20 (1), 35–44.

TALON, B., Carcaillet, Ch. y Thimon, M. (1998): «Études pédoanthracologiques 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.

THINON, M. (1988): «Utilisation de la microscopie épiscopique interférentielle pour l'identification botanique des charbons de bois», en *Wood and Archaeology. Bois et archéologie*. First European Conférence, Lovain-la-Neuve, 2 et 3 octobre 1987 (pp. 179–188). PACT 22, III (4).

THINON, M. (1992): *L'analyse pédoanthracologique: aspects méthodologiques et applications*. Tesis doctoral inédita. Universidad Aix-Marseille III.

Valese, E., Conedera, M., Held, A. C. y Ascoli, D. (2014): «Fire, humans and landscape in the European Alpine region during the Holocene», *Anthropocene*, 6, 63–74.

## BOSQUES ALUVIALES RESIDUALES (HÁBITAT 91E0) EN LOS MONTES DE CIUDAD REAL (CASTILLA-LA MANCHA): DISTRIBUCIÓN, FACTORES GEOECOLÓGICOS Y ESTADO DE CONSERVACIÓN

Pedro Pablo Buitrago Bravo<sup>1</sup>, Enrique Luengo Nicolau<sup>2</sup> y Rafael Ubaldo Gosálvez Rey<sup>3</sup>

### Resumen

Los bosques aluviales residuales son un hábitat de interés prioritario recogido en el anexo I de la Directiva Europea Hábitats (91E0), localizados en cursos medios y altos de los ríos, siendo muy raros en la mitad sur peninsular. En esta contribución se analizan tres formaciones vegetales asociadas a este hábitat en los montes de Ciudad Real: un abedular (Valdelapedriza), una aliseda (Angorrilla) y un avellanar (Campillo), que han pervivido a pesar de encontrarse lejos de su óptimo climático. Para ello, se han visitado todas las localidades, se han contabilizado todos los individuos y tomado medidas biométricas de cada uno de ellos, evaluándose cualitativamente su estado de conservación. Se concluye que el principal factor que ha permitido su supervivencia es una densa red de fracturación y las consecuentes surgencias de aguas asociadas a ellas, mientras que la principal amenaza es la fauna cinegética e intervenciones antrópicas en la hidrología.

**Palabras clave** Hábitats 91E0, geoeología, montes de Ciudad Real, distribución, residual

### Abstract

Residual alluvial forests are a Priority Habitat included in Annex I of the European Habitats Directive (91E0), and they are present in the headwaters and the middle basin of Iberian rivers, although they are very rare in the southern half of the Iberian Peninsula. This contribution analyses three plant communities associated with this habitat in Montes de Ciudad Real natural region, i.e. a birch forest (Valdelapedriza), an alder forest (Angorrilla) and a hazel forest (Campillo), which have survived despite being far from optimal climate conditions. For this purpose, all individuals have been counted in every location, taking their biometric measurements, and recording qualitatively their conservation status. It is concluded that the main factor that has allowed their survival is groundwater discharge from the dense network of geological fractures, while the main threat are herbivore pressure by game animals and anthropic disturbances of hydrology.

**Keywords** Habitat 91E0, Geoeology, Montes de Ciudad Real, distribution, residual

<sup>1</sup>Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Castilla-La Mancha.

<sup>2</sup>Departamento de Análisis Geográfico Regional y de Geografía Física, Universidad Complutense de Madrid. <sup>3</sup>Sección de Humedales. Centro Regional de Estudios del Agua, Universidad de Castilla-La Mancha. \*pedropablo.buitrago@alu.uclm.es, kikeluengo2@gmail.com, rafaelu.gosalvez@uclm.es



## 1. Introducción

Los bosques aluviales residuales de la Europa templada (91E0) son un hábitat de interés prioritario recogido en el anexo I de la directiva europea Hábitats. Comprende formaciones hidrófilas arbóreas y arborescentes dominadas principalmente en la península Ibérica por abedules (*Betula* sp.), alisos (*Alnus glutinosa*), avellanos (*Corylus avellana*), fresnos montanos (*Fraxinus excelsior*) o álamos negros (*Populus nigra*) que se instalan en cursos medios y altos de los ríos, siendo muy raras en la mitad sur peninsular (Costa *et al.*, 2005; Calleja, 2009). La actual presencia de estas especies en el ámbito mediterráneo se debe a una serie de circunstancias ambientales que han propiciado que actualmente sean consideradas como raras o difíciles de encontrar aquí, no así en el pasado, pues existen datos palinológicos que atestiguan una abundante presencia de estos taxones en el área de estudio (Carión *et al.*, 2000; García-Cortés, 2009).

En la provincia de Ciudad Real aparecen avellanares, alisedas y abedulares en las unidades naturales de los montes de Toledo y en Sierra Morena, presentando una distribución residual en los montes de Ciudad Real (Luengo, 2006; Charco *et al.*, 2008). En esta última unidad natural se han identificado una serie de enclaves del hábitat 91E0 donde destacan las tres especies objeto de estudio (Peinado *et al.*, 1984; García, 1995; Luengo, 2006; Peinado *et al.*, 2008 y Luengo y Sánchez, 2015). La existencia de estos enclaves se debe a una serie de factores geológicos, topoclimáticos, edafohidrológicos e históricos que se han conjugado para

permitir que estos taxones atlánticos subsistan, factores que se pretenden desvelar en este trabajo.

Para que una especie se desarrolle sobre un espacio geográfico se necesita que se conjuguen una serie de características que permitan la habitabilidad de esta a partir de unos requerimientos ambientales específicos (Ferrerías y Fidalgo, 1999). En líneas generales, cuanto más especializado esté un taxón sus necesidades biológicas van a ser más difíciles de cubrir, presentando estas especies unas exigencias ambientales específicas y una mayor dispersión en el espacio (Terradas, 2002). En el caso de las tres especies estudiadas en este trabajo, avellano (*Corylus avellana* L.), abedul (*Betula pendula* subsp. fontqueri —Rothm.— G. Moreno y A. Peinado var. *Parvibracteata*) y aliso (*Alnus glutinosa* —L.— Gaertn.), se sabe que son taxones que están adaptados a un clima oceánico, cuya principal apetencia ecológica es la existencia de precipitaciones constantes a lo largo del año o sin un periodo de sequía (Rovira y Tous, 2004).

Peinado (2008) considera que las galerías migratorias que propiciaron la instalación de estos taxones en la península ibérica quedaron interrumpidas por acontecimientos de origen climático o geológico que aislaron a las poblaciones de sus centros de origen, debiendo ser definidas estas especies o comunidades como relictas.

Por todo lo indicado, se parte de la hipótesis de que las formaciones objeto de estudio en este trabajo son relictos vegetales de un paleoclima desaparecido actualmente en esta latitud, que

se correspondería con el actual atlántico-oceánico. Con esta contribución se pretenden abordar cuáles son los factores que han permitido la subsistencia, mantenimiento e incluso profilefración, en algún caso, de estas especies. Para ello, se analiza la distribución, la demografía actual y se evalúa cualitativamente su estado de conservación.

El área de estudio se centra en la unidad natural de los montes de Ciudad Real (Figura 1) debido a los pocos trabajos existentes en este territorio sobre los bosques aluviales residuales y a su presencia espacial anecdótica. Los montes de Ciudad Real se caracterizan por una variada y compleja orografía que se articula en el rígido y fracturado zócalo varisco, dando lugar a un relieve de tipo apalachense donde la tónica general es una alternancia de sierras y depresiones, con desniveles poco acentuados (García, 1995). Como se verá, es muy importante el papel que han jugado accidentes tectónicos variscos y alpinos para explicar la presencia de estas formaciones relictas.

El clima actual responde a su localización en el interior peninsular, lo que redundaría en una menor afección atlántica y una marcada continentalidad (García, 1995). Siguiendo la clasificación de Köppen, se trata de un clima Csa, mediterráneo continentalizado, con un verano seco y cálido y con grandes oscilaciones térmicas. La estación meteorológica más cercana al área de estudio es la de Abenójar, registrándose en ella 448,6 mm de precipitación media anual, frente a los 808,4 mm de evaporación media anual (Gosálvez, 2012). Estos datos son indicadores de la importancia del sistema de fracturación y de la hidrología subterránea para la pervivencia de estas

especies, a la hora de compensar el déficit de disponibilidad de agua superficial. Todas las formaciones estudiadas se encuentran dentro de la cuenca hidrográfica del río Guadiana, localizándose en manantiales y afluentes directos a menos de 8 km de este río. Las aguas que sustentan a estas formaciones son de pH alcalino (7,8-8,5) y de baja conductividad (<200  $\mu$ S), lo que denota una muy tenue carga mineral que evidencia su origen proveniente de litologías silíceas. Desde el punto de vista corológico y siguiendo a Rivas Martínez *et al.* (2002), el área de estudio se localiza en la vecindad del río Guadiana que marca el límite entre los sectores mariánico-monchiquense y toledano-tagano, ambos pertenecientes a la subprovincia luso-extremadureña, en el marco de la provincia Mediterráneo-Ibérica occidental. La vegetación potencial más extendida en este territorio se correspondería con la serie mesomediterránea luso-extremadureña silicícola de la encina *Quercus rotundifolia* (*Pyro bourgaeanae-Querceto rotundifoliae* S.), con presencia de sus facies típica y termófila, esta última acompañada con el lentisco (*Pistacea lentiscus*) o el agracejo (*Phillyrea latifolia*).

Los municipios donde se localizan estas formaciones vegetales son territorios históricamente despoblados, que contrastan con los vastos dominios de sus límites municipales, lo que redundaría en densidades poblacionales bajas (5,24 hab./km<sup>2</sup> de media). La economía se encuentra dominada por el sector primario (agricultura, ganadería y caza), localizándose todas las formaciones estudiadas en fincas agrocinegéticas de propiedad privada con extensiones superiores a las 500 ha.

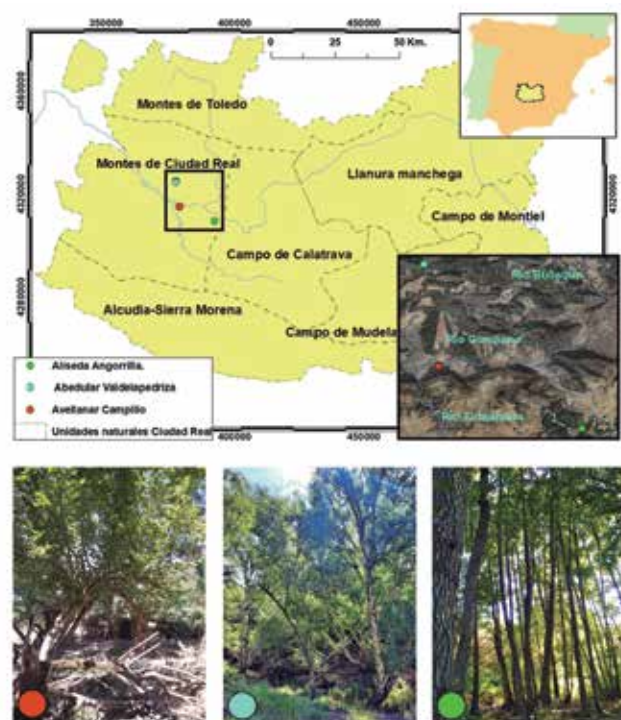


Figura 1. Localización del área de estudio en la provincia de Ciudad Real.

## 2. Método

El desarrollo de este trabajo se ha organizado en tres fases principales:

- **Fase 1. Recopilación de información:** se ha realizado una búsqueda exhaustiva en revistas especializadas, publicaciones inéditas, manuales y obras de relevancia, recogidas en el apartado de referencias, y se han mantenido entrevistas con personas conocedoras del área de estudio y sobre las especies involucradas (agentes medioambientales, trabajadores forestales, guardas...).
- **Fase 2. Trabajo de campo:** con la información obtenida en la Fase 1, se ha procedido a localizar e inventariar sobre el terreno las distintas poblaciones. Para cada una de ellas se ha procedido a contabilizar el número de individuos que la integran y se han registrado una serie de

variables biométricas (altura, diámetro y perímetro en la base y a 1,30 m). Para el conteo de individuos se ha optado por obviar los inferiores a un metro de altura, al considerar que a partir de esa talla la probabilidad de supervivencia ante agentes externos es muy elevada. Como variable aproximativa de la edad se ha tenido en cuenta el diámetro a 1,30 m al objeto de evitar métodos más agresivos (tala-dro de Pressler), al tratarse de especies francamente amenazadas en el ámbito de estudio. Por lo tanto, el diámetro a 1,30 m (D130) ha servido de *proxy* para analizar la estructura demográfica de cada población estudiada mediante su representación con un histograma de frecuencias.

- **Fase 3. Trabajo de gabinete:** una vez completados los trabajos de campo se

procedió al almacenamiento de los datos obtenidos y su posterior procesa-

miento con MExcel y ArcView GIS (bajo licencia UCLM).

## 3. Distribución, factores geológicos y estado de conservación

### 3.1. Avellanar del Campillo (municipio de Luciana)

En este enclave se han contabilizado 17 avellanos con una distribución espacial agregada, mostrándose sus parámetros estadísticos en la Tabla 1. La estructura demográfica no se ha representado debido a que todos los individuos se encuentran en la clase de D130 de 0-20 cm, al tratarse en todos los casos de rametes (brotes de cepa) procedentes de un genete muerto (tronco madre o principal). Hay que indicar que se ha observado la presencia de otros 10 ejemplares muertos que, si se suman a los individuos vivos identificados, daría lugar a la población evaluada por Luen-

go en 2006, hoy, por lo tanto, en franco retroceso.

Esta localidad se encuentra lejos de las dos grandes cadenas montañosas de la provincia (los montes de Toledo y Sierra Morena), situándose a una altitud entre 520 y 540 m s. n. m., en un área termófila muy próxima al cauce del río Guadiana. Este enclave se ubica en la varga de una escarpada ladera (40-50°) con orientación norte, labrada en una zona de contacto entre litologías discordantes estratigráficamente (pizarras con *Calymene* ordovícicas y depósitos aluviales cuaternarios) y a su vez fracturadas. Ello permite que las

Abedular					
	A (m)	Pb (cm)	Db (cm)	P130 (cm)	D130 (cm)
Media	12,4	165,9	52,8	118,0	37,6
Mediana	12,0	148,0	47,1	120,0	38,2
Moda	16,0	156,0	49,7	120,0	38,2
Desviación típica	3,7	63,1	20,1	27,7	8,8
Varianza	13,9	3983,9	404,0	767,9	77,8
Curtosis	-0,9	0,9	0,9	1,8	1,8
Sesgo	-0,2	1,1	1,1	0,5	0,5
Rango	13,0	243,0	77,4	123,0	39,1
Mínimo	5,0	77,0	24,5	65,0	20,7
Máximo	18,0	320,0	101,9	188,0	59,8

Avellanar					
	A (m)	Pb (cm)	Db (cm)	P130 (cm)	D130 (cm)
Media	3,3	29,4	9,3	19,7	6,3
Mediana	3,0	25,0	8,0	17,0	5,4
Moda	4,0	34,0	10,8	17,0	5,4
Desviación típica	1,1	16,8	5,4	11,1	3,5
Varianza	1,2	283,9	28,8	122,2	12,4
Curtosis	-1,1	-0,6	-0,6	1,1	1,1
Sesgo	0,0	0,8	0,8	1,3	1,3
Rango	3,5	53,0	16,9	38,0	12,1
Mínimo	1,5	7,0	2,2	7,0	2,2
Máximo	5,0	60,0	19,1	45,0	14,3

Aliseda					
	A (m)	Pb (cm)	Db (cm)	P130 (cm)	D130 (cm)
Media	12,1	41,3	129,7	33,4	105,0
Mediana	12,0	41,7	131,0	33,4	105,0
Moda	15,0	29,6	93,0		
Desviación típica	3,7	20,3	63,7	14,3	44,9
Varianza	13,8	411,2	4058,6	204,1	2014,7
Curtosis	0,4	5,8	5,8	5,8	5,8
Sesgo	-0,5	1,6	1,6	1,3	1,3
Rango	15,0	103,1	324,0	75,8	238,0
Mínimo	3,0	3,5	11,0	2,5	8,0
Máximo	18,0	106,6	335,0	78,3	246,0

Tabla 1. Parámetros biométricos de las distintas formaciones vegetales estudiadas.

aguas de lluvia se infiltran desde las partes altas de las sierras y desciendan por gravedad entre los materiales permeables y fracturados, hasta llegar a los más impermeables (Florín, 2012), que son los que marcan el área de descarga subterránea de este enclave. La saturación de agua del terreno, la fuerte pendiente, las litologías poco resistentes y la posición en baja ladera han favorecido procesos gravitacionales de deslizamiento y reptación, apreciable en la curvatura basal del tronco de los árboles, que han propiciado una modificación sustancial de la estructura primigenia de esta zona, favoreciendo con ello la presencia de los avellanos.

En consecuencia, el factor geológico, la orientación norte y el suministro continuo de agua parecen ser los condicionantes que han motivado que esta población residual de avellanos haya sobrevivido pese a encontrarse lejos de su óptimo ecológico. Estos tres factores hoy en día no parecen suficientes para garantizar la supervivencia de este avellanar, al no poder regenerarse debido a la elevada presión cinegética a que está sometida esta localidad (Fotografía 1).

La existencia de una alambrada cinegética que separa la ladera del avellanar de la orilla izquierda del río Guadiana,

motiva que toda la fauna de la finca se vea obligada a beber en este punto, sobre todo en verano. Ello redundará en una masificación de herbívoros que, a la par que se hidratan, pacen toda la vegetación existente en este enclave. López-Sáez (2014) señala que la mayor parte del daño que producen los ungulados ocurre en verano, cuando los animales incluso duermen en estos enclaves. La enorme carga faunística que soporta el área (durante quince días se registró en cámaras de fototrampeo la presencia de ungulados todos los días) hace inviable el reclutamiento, ya sea de modo sexual o vegetativo, al ser devorados o destrozados por los herbívoros (ciervos, corzos, cabras monteses y jabalíes) todos los individuos que brotan desde cepellones (rametes) o bien de semillas (genetes).

### 3.2. Abedular de Valdelapedriza (Piedrabuena)

En esta localidad se han contabilizado 17 abedules que presentan una distribución espacial agregada y lineal, siguiendo el cauce del arroyo de Valdelapedriza y áreas adyacentes terrestres. Los parámetros biométricos de la población se recogen en la Tabla 1 y su estructura demográfica



Fotografía 1. Grandes herbívoros registrados en el avellanar de El Campillo mediante fototrampeo.

en la Figura 2. Esta última muestra una población en declive y sin reclutamientos. Hay que indicar que se ha observado la presencia de otros cuatro ejemplares muertos que, si se suman a los individuos vivos, da una población similar a la evaluada por Sánchez del Álamo *et al.* en 2009. Como el avellanar, muestra un claro retroceso en la actualidad.

El abedular se asienta sobre el arroyo de Valdelapedriza, a una altitud de 626 m s. n. m., en un espacio dominado por litologías de edad ordovícica y en donde se encuentran las cuarcitas y pizarras de la «Serie Púrpura» y las cuarcitas armóricas del Arenig (Barón y Monteserín, 1986), estando ambas recubiertas por coluviones, por turberas o por ambos sustratos, en discordancia estratigráfica. Las fracturas que afectan al paleozoico y, en especial, a la cuarcita armóricana, tienen una gran importancia hidrogeológica (Ortega y Sánchez, 1983), suministrando agua de manera continuada en este tramo del arroyo de Valdelapedriza.

La mayoría de los abedules se asientan en una ladera con orientación NO excavada por las aguas del arroyo, mientras que unos pocos individuos se localizan sobre el mismo lecho fluvial. El lugar concreto donde se haya el propio abedular es un «cuello de botella» de una pequeña red

hidrográfica que drenan varios arroyos, concurriendo todos ellos en este punto, así como las aguas subterráneas que infiltradas a través de coluviones cuarcíticos afloran también aquí. Estos coluviones son capaces de almacenar cierta cantidad de agua, siendo comunes las surgencias en el contacto entre estos materiales y el sustrato paleozoico (Carrasco, 1983), lo que favorece la presencia de bonales y manantiales. Desde este punto, el arroyo lleva agua permanentemente, permitiendo la aparición de distintas especies higrófilas, entre ellas el abedul.

En cuanto a las amenazas que afectan a esta localidad, cabe citar las políticas forestales llevadas a cabo en el pasado siglo que trajeron consigo la roturación de amplias zonas de monte mediterráneo y la implantación de especies forestales alóctonas (pináceas) en las laderas que vierten sus aguas al abedular. De esta manera, todo el entorno donde aparece el abedular de Valdelapedriza fue roturado y reforestado con pino resinero (*Pinus pinaster*). Recientemente se ha drenado un nacedero para crear charcas artificiales que han alterado el sistema hidrológico y la comunidad florística que alimentaba.

En la visita a este abedular se observaron cinco ejemplares totalmente

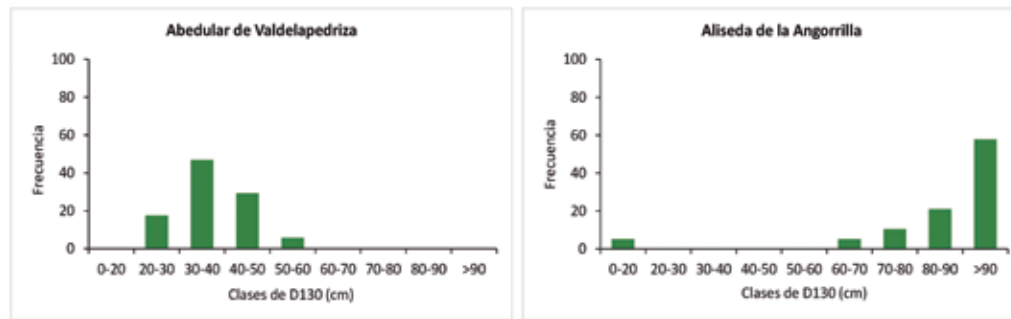


Figura 2. Estructura demográfica de las distintas formaciones vegetales estudiadas. Elaboración propia.

tumbados por las crecidas del arroyo y otros tres desestabilizados por movimientos de ladera. Según Sánchez del Álamo *et al.* (2009), las características del sistema radicular de los abedules combinadas con la endeblez del leño, les hace particularmente vulnerables a vendavales, avalanchas y riadas.

La población actual de este enclave es de 17 ejemplares, mientras que Sánchez del Álamo *et al.* (2009) contabilizaron en este lugar 22 individuos, lo que supone un retroceso en el periodo 2009-2021 de cinco abedules, por lo que se debe considerar a esta población como en fuerte regresión.

### 3.3. Aliseda de la Angorrilla (Los Pozuelos de Calatrava, Abenójar)

Esta formación ocupa una superficie de algo menos de 4 ha, albergando una población que hemos estimado de 1200 individuos, con una distribución espacial lineal, vinculada a las riberas del barranco de Los Santiagos y su afluente el arroyo de Cerro Enebro. Los parámetros biométricos de la población se presentan en la Tabla 1 y su estructura demográfica en la Figura 2, denotando esta última que estamos ante la presencia de un bosque maduro con reclutamiento de nuevos individuos.

En el transcurso de los trabajos de campo se ha descubierto una nueva aliseda, desconocida hasta la fecha, en el arroyo del Guindalejo, afluente también de Los Santiagos, que dista 650 m aguas arriba de la anterior, con una superficie de 8000 m<sup>2</sup> y 200 individuos estimados.

La aliseda de la Angorrilla es una formación riparia de gran vitalidad y en inmejorable estado de conservación, la mejor de los tres casos estudiados sin duda, favorecida por los abundantes recursos hídricos de que dispone y por la protección que le otorga la orla espinosa (principalmente zarzas *Rubus ulmifolius*) que se ha desarrollado en su seno. Esta formación vegetal se dispone sobre una geología que, en gran medida, parece ser la responsable de su existencia. El cauce principal se compone de depósitos de piedemonte poco consolidados y con poca matriz, cuya procedencia se debe a la erosión de relieves cuarcíticos colindantes (Ortega y Sánchez, 1983). El basamento que subyace bajo estos coluviones es la cuarcita armoricana, materiales que fueron afectados por la orogenia varisca, originando un conjunto de pliegues anticlinales y sinclinales que presentan una densa red de fracturación que favorecen bloques levantados y hundidos (García, 1995). El arroyo principal que aúna a todos los de la zona es el ba-

rranco de Los Santiagos, que discurre sobre una importante falla de dirección SO-NE, falla que es interceptada por otra de similares características que se dispone de manera transversal (orientación OSO-ESE). El cruce de ambas fallas coincide exactamente con el nacimiento del manantial que da sustento a la aliseda.

Los alisos se distribuyen irregularmente por el cauce de los arroyos estudiados en función de la potencia del coluvión que da sustento a la formación, pues las aguas se infiltran intermitentemente para volver a emerger unos metros más abajo, lo que provoca que existan tramos en los que apenas hay alisos, llegando incluso a

desaparecer. Peinado (2008) sugiere que el aliso se instala únicamente en cauces que no se secan en verano, como podemos apreciar en estos arroyos. En este caso, hablamos de una aliseda de presencia fragmentada que varía según las aguas circulen en superficie o de manera subsuperficial, pues a pesar de que el arroyo no se seca, la disminución de caudal durante el estío afecta al flujo de agua en superficie. La separación ecológica entre alisedas y otras formaciones parece deberse a la regularidad del flujo hídrico, pues en las zonas que experimentan estiaje más acusado son las saucedas, pobedas y fresnedas las que se imponen (Peinado, 2008).

## 4. Conclusiones

Las formaciones estudiadas son bioindicadores de un clima más húmedo y fresco, hoy desaparecido en estas latitudes, que se replegó a posiciones más septentrionales debido a cambios en el clima. La pervivencia del abedular de Valdelapedrizta, del avellanar del Campillo y de la aliseda de la Angorrilla es hoy indisoluble a la presencia continua de agua, favorecida en todos los casos por un factor geológico-estructural que es el que ha posibilitado que a través de una serie de fracturas se hayan articulado nacederos, fuentes, manantiales, bonales y arroyos.

Rivas (1954) y Rivas *et al.* (1965) ya advirtieron de la importancia, en nuestra provincia y comarca, de un tipo de vegetación relictica característica de un clima oceánico en un ámbito climático que

hoy le es adverso, radicando ahí la importancia y exclusividad de estas «islas atlánticas en pleno dominio de la flora mediterránea» cuyo destino futuro, para nosotros, debe ser ineludiblemente su conservación por parte de las administraciones públicas competentes.

Sin embargo, solo en el caso de la aliseda de la Angorrilla su supervivencia hoy está asegurada, mientras que en los casos del abedular de Valdelapedrizta y del avellanar del Campillo su futuro inmediato está comprometido, con una regresión muy marcada y escasa viabilidad de no adoptarse medidas de urgencia (control de ungulados en el avellanar y cierre de balsas ganaderas y restauración hidrológica en el abedular).

## 5. Referencias

- BARÓN, J. y MONTESERÍN, V. (1986): *Mapa geológico de España*, E. 1: 50 000. Hoja 758, Casas del Río. Madrid, IGME.
- CALLEJA, J. A. (2009): «91E0 Bosques aluviales arbóreos y arborescentes de cursos generalmente altos y medios, dominados o codominados por alisos (*Alnus glutinosa*), fresnos de montaña (*Fraxinus excelsior*),



abedules (*Betula alba* o *B. péndula*), avellanos (*Corylus avellana*) o álamos negros (*Populus nigra*), 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. 88 pp.

CARRIÓN, J., MUNUERA, M., NAVARRO, C. y SÁEZ, F. (2000): «Paleoclimas e historia de la vegetación cuaternaria en España a través del análisis polínico». *Revista Complutum*, 11, 115-142. <https://revistas.ucm.es/index.php/CMPL/article/view/CMPL0000110115A>

CHARCO, J., FERNÁNDEZ, F., GARCÍA RÍO, R., MATEO, G. y VALDÉS, A. (2008): *Árboles y arbustos autóctonos de Castilla-La Mancha*. CIAMED. 500 p.

Costa, M., Moral, C. y Sanz, H. (Eds.) (2005): *Los Bosques Ibéricos. Una interpretación geobotánica*. 2ª Edición. Barcelona, Ed. Planeta.

FERRERAS, C. y FIDALGO, C. (1999): *Biogeografía y edafogeografía*. Madrid, Editorial Síntesis.

FLORÍN, M. (2012): «Capítulo 4. Los Bonales de Montes norte: máquina del tiempo y puerta a otro mundo». En: *Gosálvez, R.U. (ed. cient.) Montes norte. Patrimonio natural y divulgación ambiental de un territorio singular*. Pp. 111-129. Ciudad Real, Asociación de Desarrollo Montes norte.

García-Cortés, A. (IP). (2009): *Variabilidad climática y ambiental en el centro de la Península Ibérica durante el Cuaternario*. Estudio de alta resolución del registro lacustre del sondeo FU-1 (Laguna de Fuentillejo, Ciudad Real). Madrid, IGME. [http://info.igme.es/SidPDF/137000/527/137527\\_0000001.pdf](http://info.igme.es/SidPDF/137000/527/137527_0000001.pdf)

GARCÍA, J. (1995): *El medio natural en los montes de Ciudad Real y el Campo de Calatrava*. Ciudad Real, Excma. Diputación Provincial.

GOSÁLVEZ, R. U. (2012): *Análisis biogeográfico de las lagunas volcánicas de la península Ibérica. Bases científicas para su gestión*. Tesis doctoral. Inédita. Ciudad Real, UCLM.

LÓPEZ-SÁEZ, J. A., GARCÍA-RÍO, R., ALBA-SÁNCHEZ, F., GARCÍA-GÓMEZ, E. y PÉREZ-DÍAZ, S. (2014): «Peatlands in the Toledo Mountains (central Spain): characterization and conservation status». *Mires and Peat*, 15, 4, 1-23. [https://digital.csic.es/bitstream/10261/1996/Peatlands %20in %20the %20Toledo %20Mountains.pdf](https://digital.csic.es/bitstream/10261/1996/Peatlands%20in%20the%20Toledo%20Mountains.pdf)

LUENGO, E. (2006): «Comunidades vegetales atlánticas sobresalientes de los Montes de Ciudad Real, la aliseda de Angorrilla y el avellano de Campillo». *Boletín de ARBA*, 17, 45-50. <https://cupdf.com/document/boletin-17.html>

LUENGO, E. y SÁNCHEZ, D. (2015): «A hazel tree relict community (*Corylus avellana* L., Betulaceae) from the Guadiana River Middle Basin (Ciudad Real, Spain)». *Lazarus*, 361, 33-137. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5358044>

ORTEGA, E. y SÁNCHEZ, J. (1983): *Mapa geológico de España*, E. 1 : 50 000. Hoja 783, Abenójar. Madrid. IGME

PEINADO, M., MORENO, G. y VELASCO A. (1984): «Sur les boulaies lusoextremadurenses (*Galio broteriani*-*Betuleto parvibracteatae* S.)». *Willdenowia*, 13, 349-360. [https://www.researchgate.net/publication/275975288\\_Sur\\_les\\_boulaies\\_lusoextremadurenses\\_Galio\\_broteriani-Betuleto\\_parvibracteatae\\_S](https://www.researchgate.net/publication/275975288_Sur_les_boulaies_lusoextremadurenses_Galio_broteriani-Betuleto_parvibracteatae_S)

PEINADO, M., MONJE L. y MARTÍNEZ, J. M<sup>a</sup>. (2008): *El paisaje vegetal de Castilla La-Mancha. Toledo, Editorial Cuarto Centenario*.

RIVAS, S. (1954): «Islas atlánticas, en pleno dominio de flora mediterránea». *Anales de la Real Academia de Farmacia*, 5, 405-412.

RIVAS, S., MAYOR, M., LADERO, M. y IZCO, J. (1965): «La molinietalia en los valles húmedos de la oretana central». *Anales del Inst. Bot. Cavanilles*, 23 (19), 79-90.

ROVIRA M. Y TOUS, J. (2004): «Perspectivas agronómicas del cultivo del avellano». *Vida Rural*, 201, 41-45. [https://www.mapa.gob.es/ministerio/pags/biblioteca/revistas/pdf\\_vrural/Vrural\\_2004\\_201\\_41\\_45.pdf](https://www.mapa.gob.es/ministerio/pags/biblioteca/revistas/pdf_vrural/Vrural_2004_201_41_45.pdf)

SÁNCHEZ DEL ÁLAMO, C., SARDINERO, S., BOUSO, V., HERNÁNDEZ, G., PÉREZ, R., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F. (2009): «Los abedulares del Parque Nacional de Cabañeros: sistemática, demografía, biología reproductiva y estrategias de conservación». *Proyectos de investigación de Parques Nacionales*, 2006-2009, pp. 275-309 [https://www.researchgate.net/publication/281973564\\_Los\\_abedulares\\_del\\_Parque\\_Nacional\\_de\\_Cabaneros\\_sistemica-demografia\\_biologia\\_reproductiva\\_y\\_estrategias\\_de\\_conservacion](https://www.researchgate.net/publication/281973564_Los_abedulares_del_Parque_Nacional_de_Cabaneros_sistemica-demografia_biologia_reproductiva_y_estrategias_de_conservacion)

TERRADAS, J. (2002): *Ecología de la vegetación. De la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y de paisajes*. Barcelona, Ediciones Omega.

## ¿CUENTAN LOS ROBLEDAL DE *QUERCUS PETRAEA* Y LOS REBOLLARES DE *QUERCUS PYRENAICA* DEL MONCAYO CON UN CARÁCTER ATLÁNTICO?

María Cristina Díaz Sanz<sup>1</sup> y Pedro José Lozano Valencia<sup>2</sup>

### Resumen

El Moncayo se configura como uno de los macizos de mayor altitud de la cordillera Ibérica. El hecho de contar con una altitud superior a los 2000 metros hace que, aunque se encuentre claramente ubicado dentro de la región mediterránea de interior de la península ibérica muestre unas características bioclimáticas diferentes a las mediterráneas. Mientras el hayedo puede calificarse como plenamente atlántico o eurosiberiano, existen ciertas dudas con respecto a dos formaciones intermedias como son el robledal de *Quercus petraea* y el rebollar de *Q. pyrenaica*. El objetivo principal es precisamente determinar el carácter atlántico de estas dos formaciones. Para ello se han realizado diez inventarios de 20 x 20 m en cada una de las formaciones y se ha buscado la filiación corológica de cada uno de los cortejos. Ninguna de las dos formaciones muestra un carácter mediterráneo y sí más eurosiberiano. Curiosamente el rebollar más que el robledal.

**Palabras clave** *robledal petrano, melojar, filiación corológica, atlanticidad, Moncayo*

### Abstract

Do the oak trees of *quercus petraea* and the oak trees of *quercus pyrenaica* of the moncayo have an atlantic character?

The Moncayo is configured as one of the highest massifs of the Iberian Mountain Range. The fact that it has an altitude of over 2,000 meters means that, although it is clearly located within the Mediterranean region of the interior of the Iberian Peninsula, it shows bioclimatic characteristics that are different from the Mediterranean ones. While the beech forest can be classified as fully Atlantic or Eurosiberian, there are certain doubts with respect to two intermediate formations such as the *Quercus petraea* oak grove and the *Q. pyrenaica* oak grove. The main objective is precisely to determine the Atlantic character of these two formations. For this purpose, 10 inventories of 20 x 20 m have been carried out in each of the formations and the chorological affiliation of each of the courts has been sought. Neither of the two formations shows a Mediterranean character and more Eurosiberian. Curiously, the Pyrenean oak grove more than the oak grove.

**Keywords** *Petrano oak grove, Melojar, Chorological affiliation, Atlanticity, Moncayo*

<sup>1</sup>Universidad de Castilla La Mancha, Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio. <sup>2</sup>Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea, Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio. \*tinadiazanz@gmail.com, <sup>2</sup>pedrojose.lozano@ehu.eus

## 1. Introducción

El Moncayo se configura como uno de los macizos de mayor altitud de la cordillera Cantábrica. El hecho de que se sitúe orlando el valle del Ebro al sur, siendo una frontera entre las comunidades de Aragón y Castilla y León (Mapa 1) y contando con una altitud superior a los 2000 metros, hace que, aunque se encuentre claramente ubicado dentro de la región mediterránea del interior de la península ibérica, cuente con unas características bioclimáticas que matizan las aparentemente condiciones mediterráneas de la base de la montaña. De esta manera la vegetación se estructura en los denominados pisos bioclimáticos. Estos están mostrando unas características climáticas y ambientales muy diferentes, de manera que, en general, en todas las cadenas montañosas existe un gradiente de temperatura y precipitación conforme se asciende. Es un proceso similar al que ocurre cuando se asciende en latitud, cuanto mayor es esta menores son las temperaturas. La precipitación por su parte tiende a ser más irregular o no tan constante. Lo que sí es cierto es que en los macizos montañosos de la península ibérica cuanto más se asciende en altitud mayor cantidad precipita, en forma líquida pero también sólida (Ferreras y Fidalgo, 1991).

De esta forma, el Moncayo cuenta con diversos pisos de vegetación que se pueden resolver con carrascales y quejigales en las partes bajas (entre los 300 y los 800 metros —piso mesomediterráneo—), robledales de *Quercus petraea* y rebollares (*Q. pyrenaica*) en altitudes medias (entre 800 y 1100 m)

y por encima de estos el hayedo (1100 a 1600 m —piso supramediterráneo), el pinar de *Pinus uncinata* (introducido en el Moncayo— entre 1500 y 1700 m) y los matorrales y prados de altura (por encima de la cota de 1700 m hasta la cima —Piso oromediterráneo—) (Longares, 2004). Lo que está claro es que la existencia del hayedo, aunque no existan series de datos climáticos sobre precipitación y temperaturas dentro del mismo, está traduciendo unas condiciones más frescas que las existentes en la base y, desde luego, unas precipitaciones notables. El hayedo es una floresta propia de condiciones correspondientes al piso montano de la región eurosiberiana de la Península. Sin embargo, en esas condiciones de transición que ocupan las dos formaciones antes mencionadas: (el robledal petrano y el rebollar) pueden existir dudas razonables. Tanto más como que algunos autores hablan de unas condiciones submediterráneas para las manchas de robledal petrano de Navarra, por ejemplo, o de condiciones abiertamente mediterráneas para el melojar (Loidi y Vascones, 2006).

Junto a esta disposición en pisos bioclimáticos, hay que reseñar que el Moncayo cuenta con una doble disimetría. La más patente es la que se observa entre la vertiente norte o zaragozana y la sur o soriana. En esta última se da una cierta homogeneidad marcada por unas condiciones secas, y la nororiental con gradientes climáticos muy contrastados en cuanto a temperaturas y precipitaciones, menores las primeras y mayores las segundas a medida que ascendemos en altitud. Por otra parte,



Mapa 1. Localización de la zona de estudio. Elaboración propia a partir de la CNIG e IDE Aragón.

también existe una disimetría en el eje NW-SE. En este caso son los vientos húmedos provenientes del oeste los que descargan la mayor cantidad de humedad al chocar contra la ladera noroccidental y llegar bastante más secos a la sudoriental. Esta diferencia queda especialmente patente a partir del barranco de Morca (Uribe-Echebarría y Zorrakin, 2004).

Por si eso fuera poco, el Monte Moncayo cuenta con una disposición general en anticlinorio donde los materiales dominantes son paleozoicos (pizarras y cuarcitas) y una cubierta mesozoica de materiales diversos y que se encuentra perfectamente controlada estructuralmente por ese núcleo paleozoico citado. Así, también existe una dicotomía entre la vegetación del Moncayo, fundamentalmente silícicola y aquella situada

sobre la cobertera mesozoica: las peñas de Herrera o los terrenos más bajos, donde dominan los materiales calcáreos y arcillosos con una componente más calcícola (Uribe-Echebarría y Zorrakin, 2004). Este estudio se centrará en los robledales petranos y los rebollares situados en ese núcleo paleozoico del Moncayo y, por tanto, sobre las pizarras y las cuarcitas.

Entonces, ¿qué carácter tienen estas dos formaciones dentro del Moncayo?, ¿cuentan con un carácter mediterráneo o más atlántico/eurosiberiano?

La inexistencia de registros climáticos sistemáticos y sostenidos en el tiempo nos lleva a proponer un análisis a través de los cortejos de vegetación que forman estas dos unidades forestales.

## 2. Objetivos e hipótesis

El objetivo principal de este trabajo persigue contestar a la pregunta anteriormente planteada y que también se recoge en el título de la presente comunicación. A través de un doble análisis, con la filiación de cada uno de los taxones componentes de los dos complejos de vegetación que forman las dos unidades estudiadas, en números brutos y, por otro lado, abordar un segundo análisis teniendo en cuenta una visión más paisajística en el sentido de combinar esas filiaciones con la cobertura/dominancia de cada especie. Este último análisis se aproxima más a esa característica fisiográfica o paisajística y relativiza las cifras absolutas con la presencia que cada taxón pueda tener.

Se pretende también observar las diferencias existentes entre uno y otro análisis para comprobar, precisamente, cuál puede ser más certero a la hora de la diagnosis.

La hipótesis de partida es que debe de existir un cierto equilibrio entre las adscripciones mediterráneas y las eurosiberianas y/o atlánticas, en esa transición desde el piso bioclimático mesomediterráneo (donde se sitúan los carrascales y los quejigares), y el supra-mediterráneo que suele alcanzar hasta los 1100-1200 m. Es decir, entre los carrascales y el hayedo debe de existir una cierta gradación de adscripciones y, por tanto, del carácter más o menos atlántico y/o mediterráneo.

## 3. Metodología

Por todo lo expuesto con anterioridad, se ha estimado oportuno el análisis tanto de los cortejos de vegetación de los robledales de *Quercus petraea*, como de los rebollares de *Quercus pyrenaica* del parque natural del macizo del Moncayo. Para el análisis, lo primero es inventariar y caracterizar estas dos formaciones, de manera que se pone en marcha un inventario aleatorio y estratificado que da lugar a la elección de 10 parcelas de 20 x 20 m. Dicho método ha sido llevado a cabo a través del software Qgis y, en concreto, se ha utilizado el comando «Puntos aleatorios dentro de polígonos». Una vez obtenidas las coordenadas de las parcelas a inventariar se localizó el centro de las mismas en terreno con un GPS y se delimitaron claramente. Una vez delimitadas se

tomó en cuenta el listado de especies con sus respectivas coberturas, dividido en 4 estratos, más un quinto con la cobertura general de cada taxón. También se tomaron datos de cobertura general de cada uno de los cuatro estratos y los referentes a los musgos, líquenes, hongos, hojarasca y suelo desnudo. En este último caso se inventariaron en su conjunto, no por especie como se ha hecho para las plantas vasculares (Lozano *et al.*, 2020). El trabajo de inventariado se ha prolongado por espacio de dos años (2020 y 2021) y las visitas se han realizado desde la primavera hasta bien entrado el invierno para evitar la estacionalidad.

La determinación de las coberturas se realizó siguiendo la clásica notación fitosociológica: += a una cobertura in-

ferior al 1 %; 1= a una cobertura entre 1,1 y 10 %; 2= a una cobertura entre 10,1 y 25 %; 3= cobertura entre 25,1 y 50 %; 4= cobertura entre el 50,1 y 75 % y, por último 5= cobertura entre el 75,1 y el 100 %. Por su parte, los 4 estratos de vegetación son los siguientes: más de 5 m; entre 1-5 m; entre 0,5-1 m, y por debajo de 0,5 m.

Posteriormente se obtiene el sininventario de las dos formaciones para este sector. Se establece, entonces, la cobertura media de cada especie, también teniendo en cuenta la notación fitosociológica. Una vez obtenido el sininventario con las coberturas generales de cada uno de los taxones se determinan las distribuciones corológicas de cada uno y, por tanto, se establece el carácter corológico del sininventario del robledal de *Q. petraea* y de *Q. pyrenaica*. El análisis recoge la filiación corológica de los taxones englobados

en tres grupos fisionómicos: árboles y arbustos, matas y trepadoras y hierbas. Por último, se determina el diagnóstico de la filiación de los taxones de ambas formaciones. Para la determinación corológica de cada especie se ha tenido en cuenta la obra de Uribe-Echebarría y Zorrakin (2004). El análisis es doble puesto que, en primer lugar se hace un análisis y diagnóstico centrado en las cifras brutas, es decir, el número de taxones englobados en cada una de las filiaciones contempladas. En un segundo nivel de análisis se multiplican estas cifras por la cobertura que muestra cada especie (por 0,5 si la cobertura es de +, por 1 si es de 1, por 2 si es de 2 y así respectivamente hasta 5), de manera que para cada filiación se lleva a cabo un sumatorio de los cocientes obtenidos por cada especie. Dicho de otra forma, se realiza un análisis relativo.

## 4. Resultados y discusión

Como se puede comprobar a la vista de las figuras 1 y 2, el análisis de la filiación corológica de los taxones que forman parte de las dos formaciones (análisis bruto) muestra diferencias ciertamente evidentes entre ambas formaciones. En primer lugar hay que tener en cuenta que en lo referente al robledal petrano (Figura 1) existe un claro dominio de las filiaciones eurosiberianas. En concreto, el 64 % de sus especies muestra esta filiación. Si a eso le sumamos el 10 % de filiaciones atlánticas los números son incontestables: 74 % frente al 12 % de especies de carácter mediterráneo y un 3 % de transición entre lo atlántico y lo mediterráneo. Por

último, un 9 % responde a distribuciones generalistas (7 % circumboreal y 2 % subcosmopolita). Si atendemos a los distintos grupos fisionómicos podemos observar que la situación descrita responde fielmente a lo que muestran los árboles y arbustos (70 % de filiaciones eurosiberianas y 10 % atlánticas frente a un 30 % mediterráneas) o las herbáceas (74 % eurosiberiano y 7 % de atlántico). Curiosamente para este grupo no hay ni un solo taxón que pueda ser considerado como mediterráneo. En cuanto a las matas y trepadoras, estas muestran un mayor equilibrio puesto que el 33 % responde a filiaciones eurosiberianas y otro 17 % atlánticas mientras que las

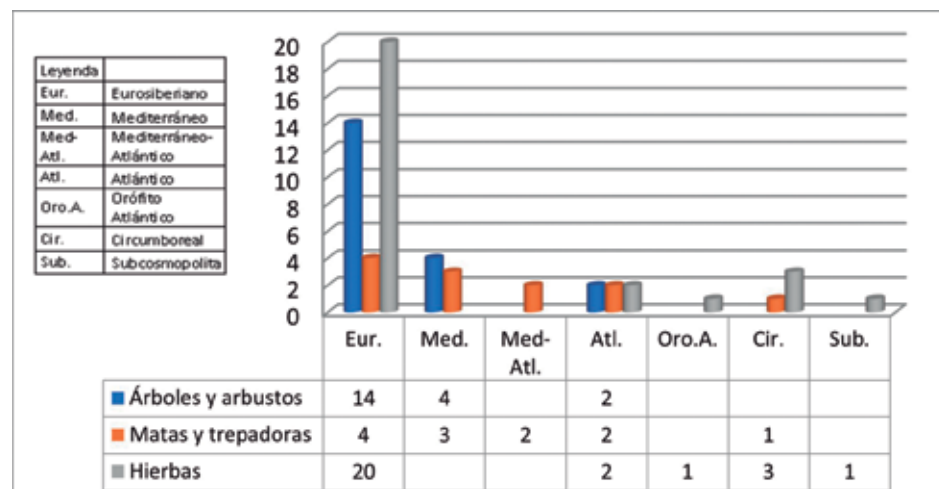


Figura 1. Filiaciones corológicas del robledal petrano por grandes grupos fisionómicos (números absolutos). Elaboración propia.

mediterráneas recogen un 25 %, y otro 17 % responde a ese carácter esperado de taxones de la zona de transición entre lo atlántico y lo mediterráneo.

En cuanto al rebollar (Figura 2), éste cuenta con un 65 % de taxones eurosiberianos, otro 12 % atlántico pero un nada desdeñable 11 % mediterráneo. Otras filiaciones más minoritarias serían tres 1 % de orófito europeo, boreal alpino y endémico y un 9 % de amplio rango (5 % circumboreal, 2 % subcosmopolita y 1 % plurirregional). Si nos fijamos en los distintos grupos fisionómicos hay que reseñar que los árboles y arbustos muestran una dominancia clara de las filiaciones eurosiberianas (72 %) y además un 8 % se correspondería con filiaciones atlánticas y todo ello frente a un 20 % de filiaciones mediterráneas. Algo similar ocurriría con las herbáceas, donde un 65 % cuenta con filiación eurosiberiana, otro 10 % con atlántica y solo un 7 % con mediterránea. No obstante, comparado con el robledal, en las herbáceas el rebollar contaría un mayor grado de mediterraneidad. En lo que respecta a las matas,

estas muestran un carácter más eurosiberiano que las que se disponían para el robledal petrano puesto que el 53 % responde a filiaciones eurosiberianas y el 20 % a atlánticas frente a un exiguo 6 % de filiaciones mediterráneas.

Si realizamos el mismo análisis pero ahora multiplicando la filiación de cada taxón por su cobertura los resultados obtenidos aparecen en las imágenes 3 y 4. En lo que respecta al robledal petrano (Imagen 3), el 65 % de las puntuaciones recaerían sobre las filiaciones eurosiberianas más el 9 % de las atlánticas. Enfrente, el 16 % respondería a las mediterráneas y el 2 % a las de transición mediterráneo-atlántica. Otros porcentajes más modestos serían: 6 % para las circumboreales, un 1 % para las subboreales y otro 1 % para los orófitos alpino-pirenaicos. Atendiendo a los tres grandes grupos fisionómicos, los árboles y arbustos responderían en un 66 % a filiaciones eurosiberianas y el 8 % a atlánticas frente al 26 % de mediterráneas. Las matas y trepadoras, por su parte, mostrarían un cierto equilibrio, al igual que ocurría con

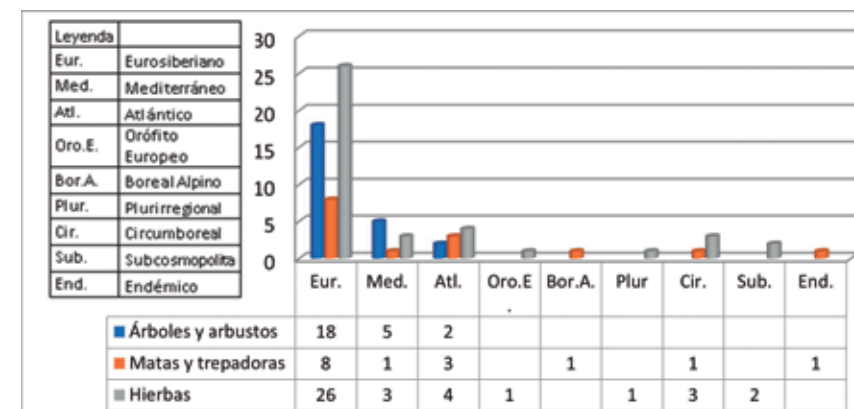


Figura 2. Filiaciones corológicas del rebollar por grandes grupos fisionómicos (números absolutos). Elaboración propia.

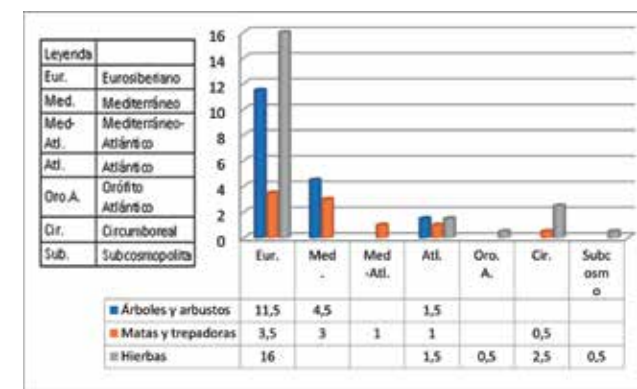


Figura 3. Filiaciones corológicas por las coberturas de cada taxón del robledal petrano, por grandes grupos fisionómicos (números relativos). Elaboración propia.

las cifras absolutas: 39 % eurosiberianas, 33 % mediterráneas, 11 % atlánticas y otro 11 % mediterráneo-atlánticas. Las herbáceas volverían a presentar una distribución más similar a la de los árboles, con casuísticas más variadas eso sí, que las matas y trepadoras: 76 % eurosiberianas, 7 % atlánticas y un 3 % de orófitos alpino-pirenaicos. Al no existir ningún taxón mediterráneo, para este grupo fisiográfico la desproporción es mayor a favor del carácter atlántico.

En cuanto a las cifras generales alcanzadas por el rebollar, lo cierto es

que en números relativos, el 66 % se correspondería con las filiaciones eurosiberianas y el 10 % con las atlánticas frente a un 11 % logrado por las filiaciones mediterráneas. Es decir, unas cifras muy similares a las obtenidas en números brutos. El resto de puntuaciones serían bastante modestas, de manera que un 3 % respondería a orófitos europeos, un 1 % a endemismos y un 8 % a distribuciones de amplio rango (6 % circumboreal, 1 % plurirregional y 1 % subcosmopolita). En lo que respecta a las puntuaciones obtenidas por grandes



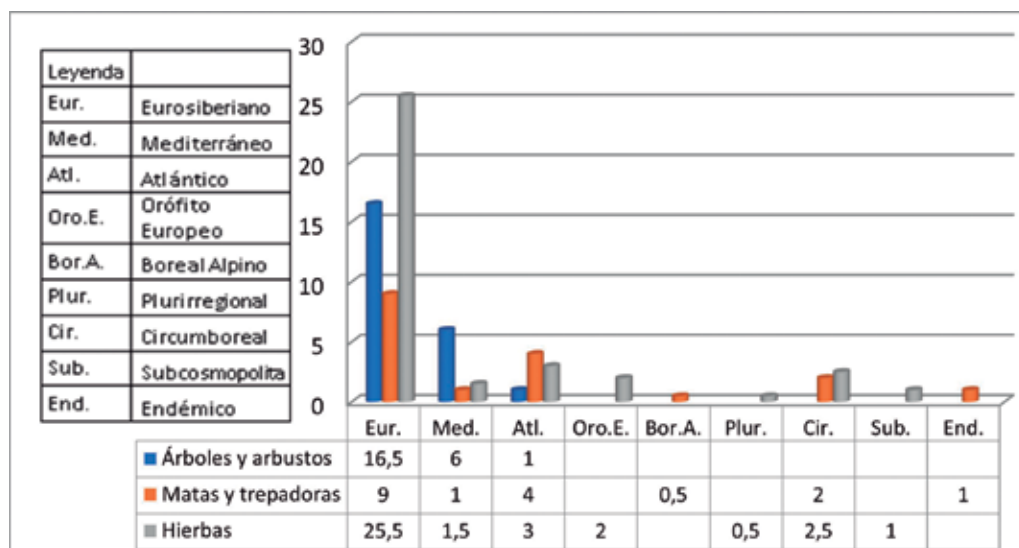


Figura 4. Filiaciones corológicas por las coberturas de cada taxón del rebollar, por grandes grupos fisionómicos (números relativos). Elaboración propia.

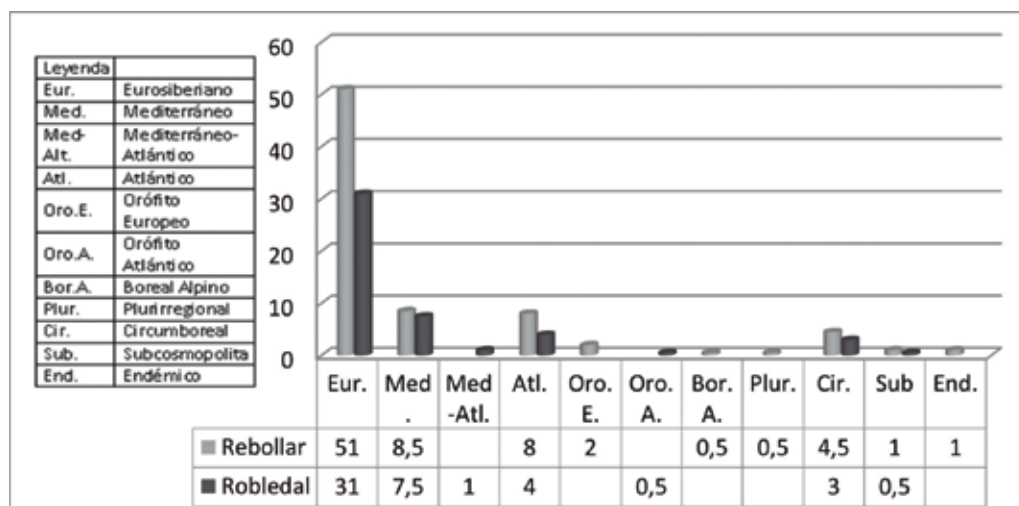


Figura 5. Filiaciones corológicas por las coberturas de cada taxón del rebollar y el robledal petrano, por grandes grupos fisionómicos. Elaboración propia.

grupos fisionómicos, habría que reseñar que en árboles y arbustos existiría un 74 % de filiaciones eurosiberianas y atlánticas frente a un 26 % de mediterráneas (una vez más cifras muy similares a los números brutos). En lo referente a las matas y trepadoras se daría, una vez más, una dominancia clara de los componentes más norteños (eurosiberianas 51 %, atlánticas 23 %) frente a las mediterráneas con un exiguo 6 %. Las herbáceas muestran también un desequilibrio claro: 71 % eurosiberianas, 8 % atlánticas y otro exiguo 4 %, inferior incluso al 6 % que registran las filiaciones orófito-europeas.

Si atendemos a la proporcionalidad entre las filiaciones eurosiberianas + atlánticas frente a las mediterráneas, resulta que el rebollar marcaría un carácter menos mediterráneo que el robledal (6,7 especies de filiación eurosiberiana + atlántica para cada taxón mediterráneo frente a 6,2 respectivamente). De la misma forma, atendiendo a ese carácter hipotético transicional, curiosamente solo existirían especies de transición entre lo atlántico y lo mediterráneo dentro del robledal petrano puesto que el rebollar no cuenta con ningún taxón encuadrado en esta categoría (Imagen 5).

## 5. Conclusiones

En primer lugar hay que señalar que se han cumplido los objetivos propuestos para esta investigación, se han inventariado y caracterizado de forma sistemática, estratificada y aleatoria los robledales petranos y los rebollares del Moncayo y se ha cometido el doble análisis propuesto. A resultados de lo mismo se concluye que tanto el robledal petrano como, sobre todo, el rebollar cuentan con un claro carácter eurosiberiano por encima del hipotético carácter mediterráneo o de transición.

norteñas y las más mediterráneas. De esta forma, la transición es brusca entre el piso inferior (mesomediterráneo), claramente mediterráneo, y el superior (supramediterráneo) claramente atlántico o/eurosiberiano.

Aunque no hay mucha diferencia entre las dos formaciones, tanto en el análisis bruto como en el relativo el rebollar se muestra ligeramente menos mediterráneo o más eurosiberiano-atlántico que el robledal petrano.

No existe una clara o rotunda diferencia en los resultados alcanzados por los dos niveles distintos de análisis, sin embargo pensamos que es más conveniente el segundo, el relativo, puesto que traduce más finamente la realidad biogeográfica y paisajística.

La hipótesis de partida, por su parte, no se cumple puesto que existe un claro desequilibrio entre las filiaciones más

## 6. Referencias

- FERRERAS, C. y FIDALGO, C. E. (2016): *Biogeografía y edafogeografía*. Madrid, Editorial Síntesis.
- LOIDI, J. y VASCONES, J. (2006): *Memoria del Mapa de Series de Vegetación de Navarra*. Pamplona, Gobierno de Navarra, Departamento de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio y Vivienda.
- LONGARES, L. A. (2004): «El paisaje vegetal en el sector aragonés del Moncayo», en: J. L. Peña, L.A. Longares y M. Sánchez (Eds.): *Geografía Física de Aragón*. Aspectos generales y temáticos. Zaragoza, Universidad de Zaragoza e Institución Fernando el Católico, pp. 187-197.
- LOZANO-VALENCIA, P., VARELA-ONA, R., LATASA, I., LOZANO, A., MEAZA, I. (2020): «Biogeographical valuation of global plant landscapes using the «lanbioeva» (landscape biogeographical evaluation) methodology», *34th International Geographical Congress*. Istanbul 2020, pp. 174-188.
- URIBE-ECHEBERRÍA, P. M. y ZORRAKIN, I. (2004): *Calves ilustradas de la flora del Moncayo*. Zaragoza, Gobierno de Aragón, Departamento de Medio Ambiente.

## INVASIÓN Y COLONIZACIÓN DE AVES ACUÁTICAS EN LA MANCHA HÚMEDA: LOS CASOS DEL GANSO DEL NILO *ALOPOCHEN AEGYPTIACA* Y DEL MORITO COMÚN *PLEGADIS FALCINELLUS*

José Antonio Gil-Delgado Alberti<sup>1</sup>, Rafael Ubaldo Gosálvez Rey<sup>2</sup>, Ángel Velasco García<sup>3</sup>, Diego López de la Nieta González de la Aleja<sup>2</sup>

### Resumen

Se presentan los resultados de los seguimientos realizados entre 2006 y 2021 en La Mancha Húmeda para dos especies que ejemplifican procesos recientes de invasión y recolonización. El ganso del Nilo es considerado desde el año 2013 como exótica invasora, asignándosele en La Mancha Húmeda una fenología accidental. Los trabajos de seguimiento revelan la presencia de un individuo aquerenciado en la laguna de Quero entre 2011 y 2013 y la constatación de reproducciones seguras en Manjavacas (2014) y en Nava Grande de Malagón (2020). El morito común es una especie del Viejo Mundo con un patrón discontinuo que ha recolonizado recientemente nuestro país tras su desaparición a mediados del siglo XX. En La Mancha Húmeda a partir de 1990 se hace cada vez más frecuente, con reproducciones seguras en Las Tablas de Daimiel, en la laguna de Pedro Muñoz y en el río Guadiana cerca de Ciudad Real capital.

**Palabras clave** *Antropocoria, especies exóticas, invasores, recolonización, mancha húmeda*

### Abstract

Invasion and colonisation of waterbirds in the Mancha Húmeda: The cases of the Egyptian goose *Alopochen aegyptiaca* and the Glossy ibis *Plegadis falcinellus*

The results of monitoring carried out between 2006 and 2021 in the Mancha Húmeda are presented for two species showing a recent invasion and a recolonization process. The Egyptian goose has been considered an invasive alien since 2013 and has been assigned as accidental in the Mancha Húmeda. Monitoring work has revealed the presence of one goose in the Quero pond since 2011 to 2013 and the confirmation as breeding species in Manjavacas (2014) and in Nava Grande de Malagón (2020). The Glossy ibis is an Old-World species with a discontinuous pattern of distribution recolonizing recently Spain after its disappearance in the mid-20th century. Since 1990, it increases of observations numbers in the Mancha Húmeda. There are breeding pairs in Las Tablas de Daimiel, Pedro Muñoz and the Guadiana River near Ciudad Real place.

**Keywords** *Alien species, Anthropochory, Invaders, Recolonization, Mancha Húmeda*

<sup>1</sup>Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva (Universidad de Valencia). <sup>2</sup>Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio (Universidad de Castilla-La Mancha). <sup>3</sup>Departamento de Ciencias Ambientales (Universidad de Castilla-La Mancha). <sup>1</sup>Jose.A.Gil-Delgado@uv.es, <sup>2</sup>RafaelU.Gosalvez@uclm.es <sup>3</sup>Angel.Vgarcia@uclm.es, <sup>2</sup>diegolopezdelanieta@gmail.com

## 1. Introducción

La historia de la vida en la Tierra es un proceso dinámico en el que alternan procesos de colonización con extinciones de especies particulares o a veces masivas, como la extinción de los dinosaurios que, a su vez, favoreció la expansión de los mamíferos (Agustí y Antón, 2002). A lo largo de la historia se han sucedido varias oleadas de extinción y colonización y lo que sucedió en el pasado continúa en la actualidad. Hoy estos procesos están dominados directa o indirectamente por la acción del ser humano recibiendo su propia denominación: antropocoria (Udvardy, 1969), consistiendo en la introducción voluntaria o involuntaria de seres vivos. Voluntarios han sido aquellos que están ligados a la actividad cinegética, mientras que entre los segundos hay que considerar los escapes de mascotas o las especies que han llegado como polizones (Ricciardi, 2007; Garzón-Machado *et al.*, 2010; Morales *et al.*, 2013; Balmori *et al.*, 2015), con efectos desastrosos en algunos casos sobre las comunidades nativas (Savidge, 1987). También se reconocen actualmente invasiones en los que son los propios organismos los que se dispersan, colonizan y terminan incrementando su área de distribución. El caso de la tortola turca (*Streptopelia decaocto*) es un ejemplo bien descrito durante el siglo pasado (Bernis *et al.*, 1985; Eraud *et al.*, 2007; Gibbs *et al.*, 2010, Bled *et al.*, 2011; Bermúdez *et al.*, 2021).

El ganso del Nilo es una especie de abolengo etiópico y un invasor reciente pero que no lo sería según la definición excluyente de aquellas especies que no se convierten en plaga (Balckburn *et*

*al.*, 2009). Su distribución ocupa toda la región subsahariana y el curso del río Nilo pero en nuestros días, a partir de Inglaterra, donde se estableció la primera población salvaje (Cramp y Simmons, 1977), este ganso ha colonizado otros países europeos como Bélgica, Francia y los Países Bajos (Hagemeijer y Blair, 1997). En España, las primeras citas proceden de aves cazadas en La Albufera de Valencia en 1963 y 1968 (Pechuan, 1969). Además, tenemos constancia a través de familiares (F. Gil-Delgado, *com. pers.*) de que individuos de esta especie se reproducían en la década de los setenta en el Club Encinas de Boadilla del Monte (Madrid).

La segunda especie seleccionada, el morito, tiene una historia diferente pues es una especie con una distribución amplia pero con un patrón discontinuo disperso (Udvardy, 1968; Cramp y Simmons, 1977), desapareciendo la especie en España durante mediados del siglo XX y reapareciendo con un incremento del número de observaciones a partir de la década de 1990. Así, a partir de dos parejas que nidifican en La Albufera de Valencia en 1993, hoy la población reproductora en España supera las 11000 parejas, concentrándose mayoritariamente en las marismas del Guadalquivir (Martí y Del Moral, 2003). Su caso es diferente al del ganso del Nilo pues se atiende a la recuperación de un área abandonada en el pasado, ajustándose a un caso de recolonización. Independientemente de la incidencia que pudo tener la intervención humana, el modelo es un proceso alternativo entre un área de distribución decreciente, sea

por contracción o retracción, y un incremento posterior probablemente de los mismos espacios antiguamente abandonados (véase Udvardy, 1969).

El objetivo de esta contribución es, en consecuencia, analizar los procesos de aparición y expansión de dos especies en La Mancha Húmeda, el morito

(*Plegadis falcinellus*) y el ganso del Nilo (*Alopochen aegyptiaca*). Las hipótesis de partida es que en el primer caso se trata de un proceso recolonizador muy reciente y en el segundo de un proceso de llegada de una nueva especie intermediada por el hombre.

## 2. Área de estudio y métodos

El área de estudio abarca La Mancha Húmeda, en sentido amplio, incluyendo las lagunas volcánicas del Campo de Calatrava, el parque nacional de Las Tablas de Daimiel, el parque natural de las Lagunas de Ruidera y la llanura manchega en las provincias de Ciudad Real, Albacete, Cuenca y Toledo (Figura 1). Hasta la década de 1960 constituía el mayor sistema palustre del interior peninsular al albergar más de 25.000 ha de humedales caracterizados por una elevada diversidad fisiográfica y ecológica directamente relacionada con una de las mayores cuencas continentales terciarias de la península ibérica (Pérez-González, 1982; Florín, 2001).

La interacción con grandes sistemas acuíferos, las características locales de las formas del relieve, las relaciones entre humedales y redes de drenaje y las características geoestructurales y litológicas de la formación de las cuencas vertientes y de las cubetas constituyen las bases para explicar la presencia de las lagunas y humedales manchegos.

Así, los procesos geomorfológicos responsables de la formación de las cuencas y cubetas palustres son la deflación eólica, los procesos kársticos, la subsidencia por disolución, los procesos fluviales, los procesos volcánicos y

la interacción de muchos de ellos con las aguas subterráneas (Florín *et al.*, 1993, Florín, 2001). La contribución de la precipitación, la escorrentía y el flujo de aguas subterráneas para cada humedal es variable.

Se han inventariado 87 lagunas que cubrirían unas 3000 ha, a las que se sumaban las llanuras de inundación, aunque en la actualidad el 60 % de unas y otras se encuentran desaparecidas físicamente o han perdido su funcionalidad hidrológica (Florín, 2001). De ese conjunto de lagunas y humedales en este trabajo se han monitorizado 53 lagunas, con diferentes escalas temporales de observación, entre octubre de 2006 y diciembre de 2020.

Las observaciones de morito y ganso del Nilo proceden de un banco de datos propios registrados en más de 30 lagunas manchegas desde octubre de 2006, según censos de aves (conteos) realizados en la última semana de cada mes para cada una de estas lagunas, participando uno o dos observadores por sesión. Este banco de datos concentra, hasta diciembre de 2020, 5880 registros (meses censados x lagunas). Cada censo realizado consiste en un recuento de todas las aves acuáticas presentes en una laguna desde puntos fijos que





En la provincia de Ciudad Real la especie es catalogada como migrante e invernante habitual con cifras reducidas, registrándose un total de 41 citas repartidas por el parque nacional de Las Tablas de Daimiel, las lagunas del Pueblo y Retamar de Pedro Muñoz, Yegüas, La Veguilla, junta de los ríos Záncara y Gigüela y río Guadiana en el puente de Alarcos, Pozo de la Cambronera, embalse de la Vega del Jabalón en Granátula de Calatrava, río Jabalón en Valdarachas (Ciudad Real), aunque la mayor parte de las citas se concentran en la laguna de La Veguilla (Torralvo, 2002 y 2004; Casas *et al.*, 2007 y 2009). En las lagunas de Ruidera no hay registrada ninguna observación de la especie entre 1991 y 2005 (López, 2006).

En el Campo de Calatrava antes de 2009 no hay registros de la especie (Gosálvez, 2012). A partir de 2010 aparece de manera ocasional, con observaciones en el embalse del Vicario en Peralbillo (enero 2010), en las lagunas de Cañada y Zahurdones (junio de 2014), Posadilla (mayo de 2018), Almodóvar, Blanca y Caracuel (junio de 2018), Cucharas y hoyo de los Muertos (abril de 2018), Perdiguera (julio de 2018), Carrizosa (julio y agosto de 2018) y Nava Grande de Malagón (junio y julio 2018). En el río Guadiana, donde vierte la EDAR de Ciudad Real, hemos registrado entre 30 y 40 parejas reproductoras en los meses de mayo y junio de este año 2021, pudiendo tratarse de la mayor colonia de la especie en Ciudad Real y en toda La Mancha Húmeda. Son habituales la observación de más de 80-100 aves en esta zona, en el embalse del Vicario en Peralbillo y en Navaseca de Daimiel, y mucho nomadeo de aves por el Cam-

po de Calatrava, entre el embalse de la Vega del Jabalón y todos estos espacios en torno a Ciudad Real capital.

En el parque nacional de Las Tablas de Daimiel antes de 2010 solo se conocen dos citas, una de un individuo en enero de 1989 y otra de otro ejemplar en enero de 1995 (PNTD, 2021). Después de 2010, se observa en junio de 2010, 2012, 2013 y 2014, reproduciéndose en el parque entre 2012 y 2014 y observándose 26 aves en mayo de 2019 (PNTD, 2021).

En las lagunas del municipio de Alcázar de San Juan esta especie tiene una presencia ocasional, aunque se hace cada vez más frecuente a partir de 2000 (Velasco, 2006). La primera cita conocida en la zona es de un ave el 3-12-1996, siendo la laguna de la Veguilla el humedal que resulta más adecuado para la especie (Velasco, 2006). Se detecta la especie de manera más ocasional en las Tablillas del Záncara, Pozo de la Cambronera, Las Yegüas y Camino de Villafranca. El día 22/1/2005 se observan en las lagunas de Alcázar un grupo de 53 aves (vistas el mismo día en la laguna de Retamar de Pedro Muñoz), 11 marcadas con PVC blanco que parecen proceder de Doñana (Velasco, 2006). Una pareja muestra el 8/6/2003 en Camino de Villafranca territorialidad con un ave posada en plataforma de carrizo intentado hacer un nido con el pico (Velasco, 2009).

En la provincia de Cuenca no se registra ninguna cita en el periodo 1993-2003 (Velasco, 2003; Velasco y Molina, 2003).

En la provincia de Toledo se considera al morito como accidental, recogiendo un total de 22 citas, apareciendo en

La Mancha Húmeda en las lagunas de Vadancho, Anafría, Cañada de la Sangría, Taray y Chica de Quero, Pastrana, los Charcones de Miguel Esteban y Laguna Larga de Villacañas (Marín, 2004; Sánchez, 2009; Sánchez y de los Reyes, 2017).

Respecto a los datos recopilados de nuestros censos, tenemos evidencia de cría de la especie en la laguna del pueblo de Pedro Muñoz, en donde en 2019 seis parejas establecieron sus nidos, muy cercanos entre ellos, en una colonia de gaviota reidora (*Larus ridibundus*).

#### 4. Discusión

Las dos especies seleccionadas son ejemplos de dos procesos que explican la ampliación del área de distribución de los organismos, en este caso aves acuáticas, a partir de un primer proceso relacionado con la dispersión como paso previo para la colonización (Udvardy 1968, Lomolino *et al.*, 2017). Los dos casos tienen diferentes inicios pues el ganso del Nilo es consecuencia de un proceso derivado de la intermediación del hombre por antropocoria, mientras que el morito común es consecuencia de la recolonización natural de un área abandonada durante el siglo XX. El morito es un claro ejemplo del dinamismo de las áreas de distribución de seres vivos a partir de procesos de contracción, retracción y ampliación (Udvardy, 1969).

Respecto al ganso del Nilo, lo más probable es que los individuos observados provengan de escapes en el centro de España y, por consiguiente, de un proceso de colonización independiente del que tiene lugar en Inglaterra y en los países continentales que bordean el

En la misma laguna dos ejemplares fueron observados en julio de 2018. Ha criado en Las Tablas de Daimiel (2012, 2013 y 2014), en el embalse del Vicario (2010) y en las cercanías de Ciudad Real. En el río Guadiana donde vierte la EDAR, se constató en el año 2021 la reproducción de unas 30-40 parejas.

Observaciones regulares de la especie sin poder constatar su reproducción se tienen en muchas de las lagunas estudiadas, destacando las lagunas de Manjavacas, Larga de Villacañas, Veguilla y Camino de Villafranca.

mar del norte (Hagemeijer y Blair, 1997). En España la pareja que en 2001 se reprodujo en Mallorca fue eliminada con todos sus pollos (Clavell, 2003), aunque hay que señalar que en España la primera cita de esta especie es muy anterior a esa fecha (Pechuán, 1969).

La primera cita en las lagunas de Castilla-La Mancha procede de la laguna de Camino de Villafranca en noviembre de 1999 de un ganso del Nilo muerto, y cuyo origen probable sería una suelta realizada en el parque Alces de Alcázar de San Juan. Por cercanía tampoco hay que descartar escapes del Club Encinas de Boadilla del Monte, en donde ya criaba durante la década de 1970. Además, de las observaciones propias hay escasas referencias sobre esta especie en unas pocas lagunas de Ciudad Real, Toledo y Albacete (p. ej. Torralvo, 2002; Marín, 2004; Casas *et al.*, 2009; Sánchez y de los Reyes, 2017; SAO, 2021). Los resultados muestran, por lo tanto, que hay algunos gansos del Nilo vagabundeando por las lagunas de Castilla-La

Mancha y, además, que han llegado a reproducirse en las lagunas de Manjavacas (Cuenca) y en la Nava Grande de Malagón (Ciudad Real).

En cuanto al morito, las citas sobre esta especie en España después de su supuesta desaparición son mucho más numerosas que las del ganso del Nilo. Una muestra son las diferentes localidades citadas procedentes de Andalucía, Galicia, Cantabria y otras comunidades autónomas españolas hace ahora casi treinta años (De Juana, 1994). En Castilla-La Mancha la observación de la especie es frecuente desde mediados de la década de 1990 con más de 100 registros en Albacete entre 1994 y 2020 (SAO, 2021), en el Campo de Calatrava hay observaciones aleatorias repartidas en diferentes lagunas desde el año 2010. En cuanto a la reproducción de la especie, está constatada en el parque nacional de Las Tablas de Daimiel, en un garcero mixto, en los años 2012, 2013 y 2014 (PNTD, 2021), en la laguna de Pétrola (Albacete) desde el año 2020 (SAO, 2021) y una colonia reproductora compuesta por 30-40 parejas en el río Guadiana, donde desemboca la EDAR de Ciudad Real capital.

El incremento de observaciones reiteradas de la especie y de lugares

de cría indica que el morito común se encuentra en vías de expansión y que en los próximos años es probable que se establezcan nuevas colonias en aquellos humedales que tengan las condiciones necesarias para el asentamiento de la especie.

Las razones de este aumento demográfico no están claras, aunque el hecho de que las poblaciones del Mediterráneo occidental funcionen como una metapoblación (Santoro *et al.*, 2010; Samraoui *et al.*, 2011) hace que según las condiciones ambientales se produzcan ciclos de extinción y colonización locales. En este sentido, la mejora del estado de conservación de los humedales españoles (De Juana, 2004) y el incremento de la superficie de un hábitat idóneo para la especie en España durante las últimas décadas, como son los arrozales (SEO/BirdLife, 2012), habrían incidido en la recolonización e incremento poblacional en la península ibérica. Un factor desencadenante de la expansión por el interior de la península ibérica pudo ser la aguda sequía del invierno 2011-2012, que generó una fuerte dispersión de moritos comunes de Doñana, con observaciones por toda la Península (Garrido *et al.*, 2012).

## Agradecimientos

A los que nos acompañaron durante todo este tiempo de manera alternativa a la monitorización de las lagunas. A la información recibida de F. Gil-Delgado, familiar de uno de nosotros, quien relató su experiencia en el Club Encinas de Boadilla del Campo (Madrid).

## 6. Referencias

- AGUSTÍ, J. y ANTÓN, M. (2002): *Mammoths, sabertooths and hominids*. New York, Columbia University Press.
- BALMORI, A., SANTOS, I. y CARBONELL, R. (2015): «El visón americano Neovison vison (Schreber 1777) en España: posibles causas de su expansión e interacción con otros mamíferos semiacuáticos», *Ecosistemas*, 24(1), 4-11. <https://doi.org/107818/ECOS.2015.24-1>
- BERMÚDEZ, A.O., BERNAT-PONCE, E., GIL-DELGADO, J. A. y LÓPEZ-IBORRA, G. M. (2021): «Urban landscape selection by Eurasian collared dove (*Streptopelia decaocto*) in Eastern Spain», *Caldasia*, 43(1), 138-148. <https://dx.doi.org/10.15446/caldasia.v43n1.82214>
- BERNIS, F., ASENSIO, B. y BENZAL, J. (1985): «Sobre la expansión y ecología de la tórtola turca (*Streptopelia decaocto*), con nuevos datos del interior de España», *Ardeola*, 32(2), 279-294.
- BLED, F., ROYLE, J. A. y CAM, E. (2011): *Hierarchical modeling of an invasive spread: the Eurasian Collared Dove *Streptopelia decaocto* in the United States*, *Ecological Applications*, 21(1), 229-302. <https://doi.org/10.1890/09-1877.1>
- CASAS, F. ARREDONDO, A. y LÓPEZ-JAMAR, J. (Eds) (2007): *Anuario Ornitológico de Ciudad Real 2004-2005*. Ciudad Real, SEO-Ciudad Real.
- CASAS, F. ARREDONDO, A. y LÓPEZ-JAMAR, J. (Eds) (2009): *Anuario Ornitológico de Ciudad Real 2006-2007*. Ciudad Real, SEO-Ciudad Real.
- CLAVELL, J. (2003): «Aves introducidas no establecidas», en Martí, R. y del Moral, J. C. (Eds.): *Atlas de las aves reproductoras de España*. Madrid, DGN-SEO, pp. 645-650.
- CRAMP, S. y SIMMONS, K. E. L. (1977): *The Birds of the Western Palearctic*, Vol I. Oxford, Oxford University Press.
- DE JUANA, E. (1994): «Noticiero ornitológico», *Ardeola*, 41(1), 91-102.
- ERAUD, C., BOUTIN, J. M., ROUX, D. y FAIVRE, B. (2007): «Spatial dynamics of an invasive bird species assessed using robust design occupancy analysis: the case of Eurasian collared dove (*Streptopelia decaocto*) in France», *Journal of Biogeography*, 34(6), 1077-1086. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01673.x>
- FLORÍN, M. (2001): «Ecología y conservación de los humedales manchegos», en La Mancha Húmeda. Toledo, Instituto Provincial de Investigaciones y Estudios Toledanos (CSIC-Diputación de Toledo), pp. 65-92.
- FLORÍN, M., MONTES, C. y RUEDA, F. (1993): «Origin, hydrologic functioning and morphometric characteristics of small, shallow, semiarid lakes (lagunas) in la Mancha, Central Spain», *Wetlands*, 13(4), 247-259.
- GARRIDO, J. R., MOLINA, B. y DEL MORAL, J. C. (Eds.) (2012): *Las garzas en España, población reproductora e invernante en 2010-2011 y método de censo*. Madrid, SEO/BirdLife.
- GARZÓN-MACHADO V., GONZÁLEZ-MANCEBO, J. M., PALOMARES-MARTÍNEZ, A., ACEVEDO-RODRÍGUEZ, A., FERNÁNDEZ-PALACIOS, J. M., DEL-ARCO-AGUILAR, M. y PÉREZ-DE-PAZ, P. L. (2010): «Strong negative effect of alien herbivores on endemic legumes of the Canary pine forest». *Biological Conservation*, 143, 2685-2694. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.07.012>
- GIBBS, D., BARNES, E., y COX, J. (2010): *Pigeons and doves: a guide to the pigeons and dove of the world*. London, A & C Black Publishers.
- GOSÁLVEZ, R.U. (2012): *Análisis biogeográfico de las lagunas volcánicas de la península Ibérica. Bases científicas para su gestión*. Tesis doctoral. Inédita. UCLM, Ciudad Real.
- HAGEMEIJER, E. J. M. y BLAIR, M. J. (Eds) (1997): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. London, T & AD Poyser.
- JIMÉNEZ, J., DEL MORAL, A., MORILLO, C. y SÁNCHEZ, M. J. (1992): *Las aves del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel y otros humedales manchegos*. Barcelona, Lynx Edicions, S.A.
- LOMOLINO, M. V., RIDDLE, B. R. y WHITTAKER, R. J. (2017): *Biogeography. Biological Diversity across Space and Time*. 5th ed. Sunderland, Sinauer.

LÓPEZ, M. (2006): *Catálogo ornitológico del Parque Natural Lagunas de Ruidera*. Albacete, Instituto de Estudios Albacetense Don Juan Manuel.

MARÍN, J. C. (Ed.) (2004): *Anuario ornitológico de Toledo*. Revisión histórica/2001. Toledo, Esparvel.

MORALES, J., FLECHOSO, F., LIZANA, M. Y NEGRO, A. (2013): «Patrones de colonización y ecología de poblaciones de dos bivalvos invasores (mejillón cebrador *Dreissena polymorpha* Pallas, 1771 y almeja asiática *Corbicula fluminea* Müller, 1774) en un tramo lótico del Ebro medio (Castejón, Navarra)», *Munibe*, 61, 47-69.

MORATALLA, F., REDONDO, A. J. y RODRIGÁÑEZ, A. (2002): «Lista sistemática. Ganso del Nilo (*Aloochen aegyptiacus*)», en C. Torralvo (Ed.): *Anuario ornitológico de Ciudad Real 1995-2001*. Ciudad Real, SEO-Ciudad Real, pp. 186.

PECHÚAN, L. (1969): «Captura de un *Alophochen aegyptiacus* en La Albufera de Valencia», *Ardeola*, 13, 244.

PÉREZ-GONZÁLEZ, A. (1982): *Neógeno y cuaternario de la Llanura manchega y sus relaciones con la Cuenca del Tajo*. Madrid, Universidad Complutense de Madrid.

RICCIARDI, A. (2007): «Are the modern biological invasions an unprecedented form of global change? *Conservation Biology*», 21(2), 329-336. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00615.x>

SÁNCHEZ, J. F. (Ed.) (2009): *Anuario ornitológico de Toledo*. 2002-2007. Toledo, Esparvel.

SÁNCHEZ, J. F. y DE LOS REYES, M. (Eds.) (2017): *Anuario ornitológico de Toledo*. 2008-2013. Toledo, Esparvel.

SÁNCHEZ, G., GIL-DELGADO, J. A., GOSÁLVEZ, R. U., VELASCO, A. y VIVES-FERRÁNDIZ, C. (2016): «Aves accidentales, divagantes, colonizadoras y recolonizadoras de doce lagunas de La Mancha Húmeda (Castilla-La Mancha, España)», en GÓMEZ, J., ARIAS, J. OLMEDO, J. A. Y SERRANO, J. L. (Eds.) *Avances en biogeografía, áreas de distribución: entre puentes y barreras*. Granada, EUG y Tundra ediciones, pp. 503-511.

SAO. (2014): *Anuario Ornitológico de Albacete online*. <https://anuario.albacete.org/>. Consulta 27 de octubre de 2021.

SAVIDGE, J. A. (1987): «Extinctions of an island forest avifauna by an introduced snake», *Ecology*, 68(3), 660-668. <https://doi.org/10.2307/1938471>

TORRALVO, C. (Ed.) (2002): *Anuario ornitológico de Ciudad Real 1995-2001*. Ciudad Real, SEO-Ciudad Real.

TORRALVO, C. (Ed.) (2004): *Anuario ornitológico de Ciudad Real 2002-2003*. Ciudad Real, SEO-Ciudad Real.

Udvardy, M. D. F. (1969): *Dynamic Zoogeography*. New York, van Nostrand Reinhold.

VELASCO, T. (2003): *La invernada de aves acuáticas en los humedales de la provincia de Cuenca*. Resultados del periodo 1993-2003. Madrid, Náyade Editorial.

VELASCO, T. (2006): *Las aves acuáticas de los humedales de Alcázar de San Juan* (Ciudad Real). Alcázar de San Juan, Ayuntamiento de Alcázar de San Juan y Aguas de Alcázar de San Juan.

Velasco, T. y Molina, P. (2003): *Aves acuáticas nidificantes en los humedales de la provincia de Cuenca*. Resultados del periodo 1993-2003. Madrid, Náyade Editorial.

## CORRELACIONES ENTRE LAS TENDENCIAS FENOLÓGICO-FLORALES Y LA COMPOSICIÓN FLORÍSTICA EN LAS COMUNIDADES VEGETALES DE LA SERIE DEL ENCINAR VALENCIANO DE UMBRÍA

Miguel Guara Requena<sup>1</sup>, Pedro Pablo Ferrer Gallego<sup>2,3</sup> Rafael Currás Cayón<sup>1,\*</sup> y Emilio Laguna Lumbreras<sup>2</sup>

### Resumen

Se presenta un análisis comparativo de los agrupamientos obtenidos a partir de datos de frecuencia de especies en flor (matriz sinfenológica) y de sus abundancias fitosociológicas (matriz fitosociológica) correspondientes a las etapas sucesionales de la serie del encinar mesomediterráneo valenciano de umbría. Se establecieron 47 parcelas para el seguimiento fenológico y fitosociológico realizado durante 42 muestreos, entre 1986 y 1987. El primer análisis basado en la matriz sinfenológica, mostró cuatro grupos de asociaciones: (1) pastizal anual, (2) lastonar, (3) matorrales camefíticos —tomillares y aulagares— y (4) formaciones de maquia y bosque (coscojar, fresneda de flor y encinar). El segundo análisis basado en la matriz fitosociológica, configuró también cuatro grupos similares a los anteriores a simple vista. Sin embargo, la correlación cofenética entre ambos dendrogramas fue muy baja y no significativa ( $r_{\text{cof}} = 0,22103$ ,  $t = 2,1063$ ,  $p = 0,952$ ). Por tanto, los agrupamientos no son iguales, aunque pudiera pensarse lo contrario. Se concluye que las unidades fitosociológicas y su comportamiento sinfenológico no están necesariamente correlacionados dentro de una misma serie de vegetación.

**Palabras clave** *sinfenología, encinar mesomediterráneo, Comunidad Valenciana, dendrograma, correlación cofenética*

### Abstract

Correlations between phenological-floral trends and floristic composition of plant communities in the vegetation series of the Valencian evergreen-oaks forest of shady slope

A comparative analysis of the groupings obtained from data on the species in flower frequencies (symphenological matrix) and their phytosociological abundances (phytosociological matrix) corresponding to the successional stages of the vegetation series of Valencian mesomediterranean holm-oaks forest of shady slope is presented (Valencian Community, Eastern Spain). Forty-seven plots were established for phenological and phytosociological monitoring carried out during 42 samplings, between 1986 and 1987. The first analysis, based on the symphenological matrix, showed four groups of associations: (1) annual grassland, (2) rough grassland, (3) chamaephytic scrubland —mixed thyme and gorse scrublands—, and (4) maquia and forests (kermes oak, manna ash community and holm oak). The second anal-

<sup>1</sup>Universitat de València, Departament de Botànica i Geologia. <sup>2</sup>Generalitat Valenciana, Servicio de Vida Silvestre y Red Natura 2000, Centro para la Investigación y Experimentación Forestal.

<sup>3</sup>Generalitat Valenciana, VAERSA. <sup>\*</sup>miguel.guara@uv.es, <sup>2</sup>laguna\_emi@gva.es, <sup>3</sup>flora.cief@gva.es

ysis, based on the phytosociological matrix, also configured four groups similar to the previous ones, at first sight. However, the cophenetic correlation between both dendrograms was very low and not significant ( $r_{\text{cof}} = 0,22103$ ,  $t = 2,1063$ ,  $p = 0,952$ ). Therefore, the groupings are not equal, although the opposite might be thought. We conclude that, the phytosociological units and their symphenological behaviour are not necessarily correlated within the same vegetation series.

**Keywords** *Symphenology, Mesomediterranean holm oak forest, Valencian Community, Dendrogram, Cophenetic correlation*

## 1. Introducción

Conforme a Rivas-Martínez (2011), la serie de vegetación *Hedero helicis-Quercus rotundifoliae sigmetum*, cuya formación de cabecera fue descrita por Costa *et al.* (1987), domina las umbrías de continentalidad menos marcada desde el norte de la provincia de Alicante al centro-norte de la de Castellón, especialmente entre los termoclimas mesomediterráneo y supramediterráneo medio. A lo largo de los últimos años se han venido desarrollando trabajos orienta-

dos a conocer diversos parámetros sinfenológicos que caracterizan el comportamiento de las comunidades de esta serie de vegetación en el centro de la provincia de Valencia (Guara *et al.*, 2019; Laguna *et al.*, en prensa). Conocidos estos rasgos básicos, se plantea la duda de si el comportamiento fenológico de sus comunidades vegetales guarda relación con su identidad fitosociológica, es decir, con la abundancia-dominancia de las especies que la componen.

## 2. Material y métodos

### 2.1. Área de estudio

El estudio fenológico y el inventariado fitosociológico sigmatista se realizaron durante los años 1986 y 1987, en la Umbría del Fresnal —sector occidental de la Sierra de Malacara (Valencia)— (Figura 1), cuyo medio natural ha sido ampliamente caracterizado anteriormente (Laguna, 1995, 1997; Laguna *et al.*, 2015, y en prensa; Gómez Montblanch *et al.*, 2016). La zona se encuadra en el sector corológico Setabense —Subprovincia catalana-valenciana, provincia catalano-provenzal-balear— (Rivas-Martínez *et al.*, 2017a), y se adscribe al piso mesomediterráneo

superior seco a seco-subhúmedo (Rivas-Martínez *et al.*, 2017b). Predominan los materiales carbonatados (calcarenitas, dolomías, calizas y areniscas) del Cretácico superior y Neógeno (Laguna, 1995). Dada la presencia generalizada de fresno de flor (*Fraxinus ornus* L.) y especies de su cohorte en la vegetación forestal, esta serie muestra una clara integración con las comunidades de *Viburno tini-Fraxino orni sigmetum*, serie descrita por Costa *et al.* (1995).



Figura 1. (a) Localización del área de estudio en el contexto de la Comunidad Valenciana. (b) Mapa topográfico de la Umbría del Fresnal (Buñol, Valencia): la línea negra delimita el área de muestreo. Elaboración propia. Fuentes: (a) Laguna *et al.*, 1998; (b) Institut Cartogràfic Valencià, 2021.

### 2.2. Muestreo y datos fenológicos

Se establecieron 47 parcelas situadas entre 665 y 760 m de altitud, en las que se realizaron 42 muestreos cada 2-3 semanas entre el 15 de enero de 1986 y el 19 de diciembre de 1987. En cada una de las parcelas, se contó el número de especies en flor (307 en total), con al menos una flor abierta, calculándose las frecuencias absolutas, que se plasmaron en la matriz de conteos sinfenológicos, de modo que su dimensionalidad es de 47 filas (parcelas de muestreo) por 42 columnas (muestreos realizados). Por otra parte, se levantó el inventario fitosociológico siguiendo el método sigmatista (Braun-Blanquet, 1978), transformándose los valores de abundancia-dominancia en sus equivalentes de cobertura media (Laguna *et al.*, 2016), que se recogieron en la matriz fitosociológica, siendo su dimensionalidad de 307 filas (plantas vasculares hasta el rango subespecífico) por 47 columnas (parcelas de muestreo). El conjunto de

parcelas se asignó a siete asociaciones vegetales (Tabla 1). Las iniciales allí indicadas para cada comunidad vegetal (SH, LB, HT, HTU, HC, RQ, HQ) son las empleadas posteriormente en el texto de este trabajo. Cuando se han expresado seguidas de numerales, se refieren específicamente a inventarios concretos.

Los nombres de los taxones se adecúan a los trabajos de Mateo y Crespo (2014) y Mateo *et al.* (2011-2015). Para la sintaxonomía se ha seguido el listado elaborado por Rivas-Martínez *et al.* (2001, 2002).



Asociaciones	N	N° sop	1986		1987	
			PM	MF	PM	MF
<i>Saxifraga tridactylitae</i> - <i>Hornungietum petraeae</i> (SH), pastizal anual	8	22,6 ± 6,1	69,4 ± 7,6	10,3 ± 0,7	80 ± 15,5	6,8 ± 0,7
<i>Lathyro tremolsiani</i> - <i>Brachypodietum phoenicoides</i> (LB), lastonar	9	38,9 ± 2,9	68,6 ± 10,4	17,1 ± 4,3	70,9 ± 7,7	11,7 ± 2,5
<i>Thymo piperellae</i> - <i>Helianthemum marifolii</i> (HT), tomillar	6	35,3 ± 2,2	69,7 ± 9,6	24,7 ± 0,8	66,5 ± 5,8	15,7 ± 1,2
<i>Thymo piperellae</i> - <i>Helianthemum marifolii</i> (HTU), aulagar	5	36,2 ± 3,6	65,6 ± 6,8	24,4 ± 0,5	67,6 ± 2,5	17 ± 0
<i>Hedero-Telinetum patensis fraxinetosum orni</i> (HC), fresnal	10	43,9 ± 5,4	42,8 ± 4,8	24,2 ± 1	43,5 ± 6,8	15,8 ± 1
<i>Rhamno-Quercetum cocciferae</i> (RQ), coscojar-fresnal	6	41,8 ± 3,6	43,9 ± 6	24,5 ± 0,8	46,3 ± 6,3	16,8 ± 0,4
<i>Hedero-Quercetum rotundifoliae</i> (HQ), carrascal-fresnal	3	46,0 ± 6,2	41,7 ± 5,4	23 ± 1,4	47,1 ± 0,7	15,5 ± 0,7
	47	37,3 ± 8,6	58,2 ± 14,6	20,5 ± 5,8	61,1 ± 16,2	13,7 ± 3,9

Tabla 1. Datos sinópticos de las asociaciones vegetales y parcelas muestreadas, en los años 1986 y 1987.

Notación utilizada: N: Número de parcelas. N° Spp: Número de especies. PM: Promedio del porcentaje máximo de especies por parcela. MF: Promedio del número de muestreos por año con alguna especie en flor por parcela.

### 3. Resultados

#### 3.1. Análisis de la matriz de conteos sinfenológicos

En el primer AFC, para una representación óptima son necesarios los 14 primeros ejes factoriales (95,17 % de la inercia total), aunque el 72,77 % ya se alcanza con los dos primeros (I: 42,24 %, y II: 30,54 %). Antes de abordar el análisis de clasificación se comprobó si estas dos primeras dimensiones serían suficientes para una óptima representación, comparando las distancias euclídeas entre las parcelas obtenidas con 14 ejes de coordenadas, y con solo dos ejes, mediante un test de Mantel. La correlación entre estas dos matrices de distancias es muy elevada,  $r = 0,98826$  ( $t = 11,2412$ ;  $p = 0,001$ ; 999 permutaciones), lo que permite utilizar la matriz basada en las coordenadas de los dos primeros ejes factoriales, en lugar de la otra de mayor dimensionalidad para agrupar las parcelas (Figura 3).

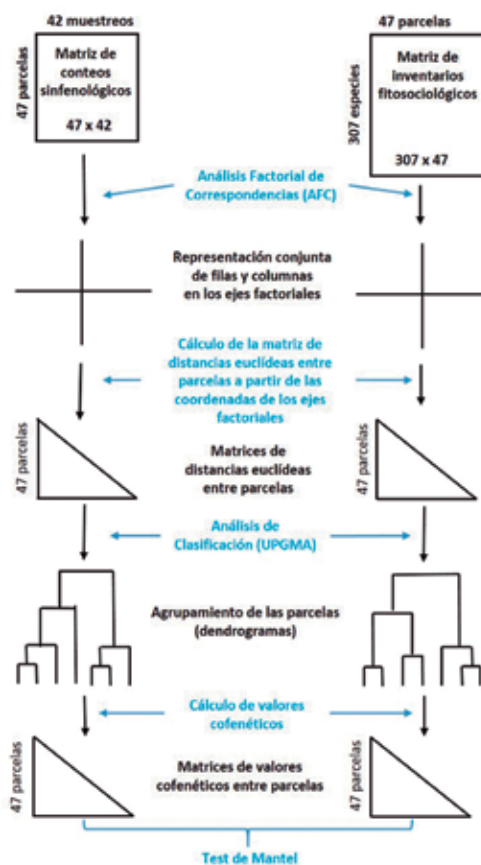


Figura 2. Diagrama de los flujos operativos y resultados obtenidos en el análisis de las matrices de conteos sinfenológicos e inventarios fitosociológicos.

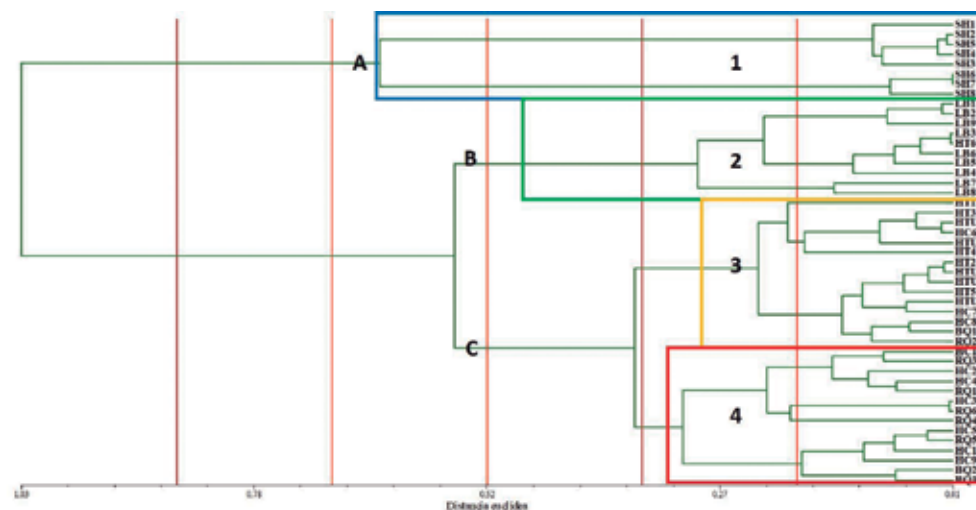


Figura 3. Análisis de agrupamiento (UPGMA) entre las parcelas basado en las distancias euclídeas entre las coordenadas de las dos primeras dimensiones del AFC de la matriz de conteos sinfenológicos (explicación en el texto). Se muestran cinco líneas isofenéticas que dividen en seis porciones idénticas la escala de distancia/semejanza.

A grandes rasgos se pueden diferenciar tres grupos básicos de parcelas (Figura 3). Grupo A: parcelas de pastizales efímeros (SH), que se podría subdividir en dos subgrupos; grupo B: parcelas de formaciones gramínoideas y hemicriptófitos (pastizales perennes LB), y grupo C: parcelas de matorrales camefíticos, maquia y bosque. Sin embargo, este grupo C podría subdividirse alrededor del 33 % de distancia, lo que conformaría cuatro grupos: grupo 1, equivalente al A; grupo 2, equivalente al B; grupo 3, básicamente los matorrales camefíticos (tomillares HT, y aulagares HTU), y grupo 4, formado por los fresnales (HC), coscojares con fresno de flor (RQ) y encinares con esa misma especie (HQ). Salvo en el grupo 1, en el resto de los agrupamientos se detectan cinco parcelas (individuos de asociación) ajenas a la formación dominante (HT6 en el grupo

2; HC7, HC8, BQ1 y RQ2 en el grupo 3), que probablemente han sido incluidas en esos grupos por la similitud en el número de especies en flor en el conjunto de los muestreos.

#### 3.2. Análisis de la matriz fitosociológica

Atendiendo a los resultados del segundo AFC, para obtener una buena representación harían falta las 35 primeras dimensiones factoriales (95,13 % de la inercia total), pero aplicando el criterio de Kaiser-Guttman —esto es, interpretar aquellos valores propios que sean mayores que la media de los mismos (Legendre y Legendre, 2012: 448)—, puede considerarse que con las 14 primeras dimensiones (68,28 % de la inercia total) sería suficiente. El test de Mantel entre

las matrices de distancias euclídeas de las coordenadas de las parcelas, muestra que su correlación es muy buena,  $r = 0,93347$  ( $t = 7,2088$ ;  $p = 0,001$ ; 999 permutaciones), por lo que esta matriz de menor dimensionalidad será adecuada para el análisis de agrupamientos de las parcelas (Figura 4).

Puede apreciarse que cuatro parcelas (LB3, LB6, LB8 y HT3) se alejan del resto y no se adscriben a los dos grupos que se establecen aproximadamente hacia el 45 % de distancia (Figura 4). Grupo A: parcelas de pastizales efímeros (SH), grupo equivalente al que se detectó en el análisis anterior (Figura 3), y Grupo B: resto de parcelas,

que podrían subdividirse en tres grupos (2, 3 y 4) alrededor de la línea isofénica del 67 %. El grupo 1 es el mismo grupo que el Grupo A precedente; el grupo 2 reúne las parcelas de formaciones gramínoideas y hemicriptófitos (LB); el grupo 3 agrupa las parcelas de matorrales camefíticos (HT y HTU), y el grupo 4, las formaciones de maquia y bosque (HC, RQ y HQ). Los grupos 2 y 4 están más cercanos entre sí que al grupo 3.

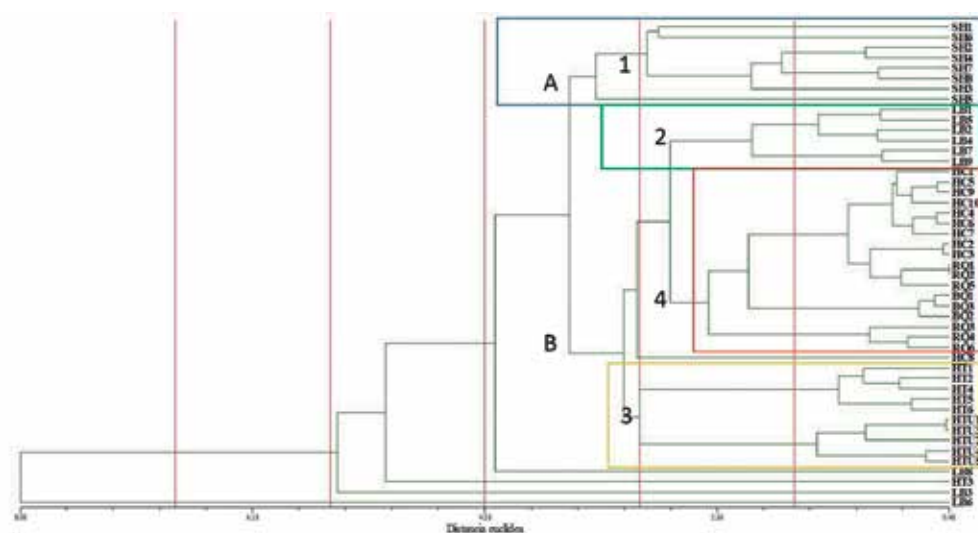


Figura 4. Análisis de agrupamiento (UPGMA) entre las parcelas basado en las distancias euclídeas entre las coordenadas de las 14 primeras dimensiones del AFC de la matriz fitosociológica. (Explicación en el texto).

### 3.3. Análisis comparativo entre los agrupamientos

Tras la comparación de las dos matrices de valores cofenéticos (Figura 2), la correlación obtenida mediante el test de Mantel ha sido muy baja,  $r = 0,22103$  ( $t = 2,1063$ ,  $p = 0,952$ , 999 permutaciones), aunque se aprecian cuatro agrupaciones equivalentes (grupos 1 a 4), ambos

dendrogramas no tienen la misma configuración topológica (Figura 5), como se aprecia a simple vista. La dispersión generalizada de los puntos comparados de ambos dendrogramas que no se aglutinan hacia la línea imaginaria de la bisectriz, reflejo de una correlación excelente.

## 4. Discusión y conclusiones

Las cuatro agrupaciones detectadas en el análisis de agrupamientos a partir de la matriz de conteos sinfenológicos concuerdan con las agrupaciones identificadas por Guara *et al.* (2019) y Laguna *et al.* (en prensa) que analizaron la matriz de frecuencias relativas del número de especies en flor en cada muestreo, considerando los subperiodos (inicial, central y terminal) de las cuatro estaciones del año, que les permitió establecer cuatro modelos comportamentales fenológicos, que corresponden con las cuatro clases fitosociológicas a las que pertenecen las asociaciones reconocidas: *Helianthemetea guttati* (SH), *Festuco-Brometea* (LB), *Rosmarinetea officinalis* (HT, HTU) y *Quercetea ilicis*, (HC+RQ+HQ). Esta concordancia es lógica, pues la matriz de frecuencias relativas se ha calculado a partir de la matriz de conteos sinfenológicos que se ha analizado en este estudio.

Sin embargo, aunque los agrupamientos obtenidos a partir de la matriz fitosociológica son prácticamente los mismos (grupos 1 a 4), la información con los que han sido obtenidos es completamente diferente. En el primer caso, se trata del número de especies en flor en un punto y momento mues-

trales determinados, mientras que, en el segundo caso, se trata de la abundancia dominancia de las especies en las parcelas (individuos de asociación). El primer análisis resalta la secuencia y concordancia fenológicas de las parcelas, mientras que el segundo, su composición y estructura florísticas. Esto explicaría que los agrupamientos obtenidos a partir de los conteos y de las abundancias no sean topológicamente iguales.

Así, las afinidades florísticas no serían suficientes para deducir el comportamiento fenológico de las parcelas estudiadas, tal como se desprende del orden de encadenado de los grupos 1 a 4. En el primer análisis, los grupos siguen el orden: pastizal anual (SH), pastizal gramínoide y hemicriptófito (LB), matorral camefítico —tomillar y aulagar— (HT, HTU), orla del bosque con fresno (HC), y maquia (RQ) y bosque (HQ), donde las tres últimas formaciones se entremezclan. En el segundo análisis, los grupos siguen otro orden de encadenamiento: pastizal anual (SH), matorral camefítico —tomillar y aulagar— (HT, HTU), orla del bosque con fresno (HC), maquia (RQ) y bosque (HQ), y pastizal gramínoide y hemicriptófito (LB).

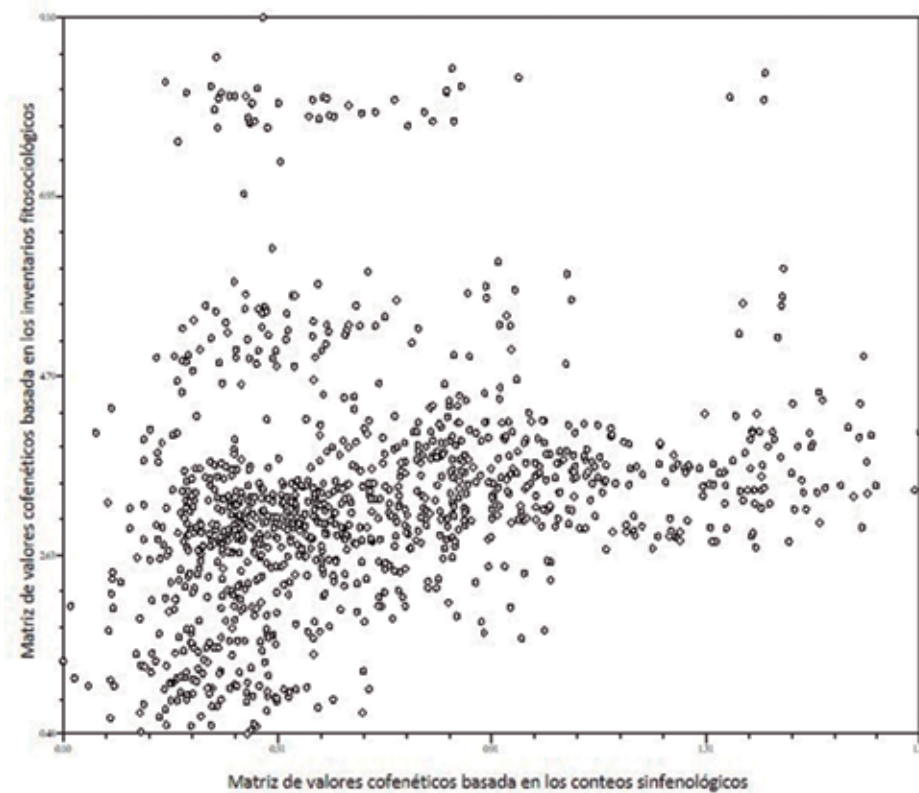


Figura 5. Representación de la comparación entre las matrices de valores cofenéticos (véase Figura 2).

## Documentación suplementaria

S1: Libro Excel con las matrices de inventarios fitosociológicos y de conteos sinfenológicos, descargable desde: <https://www.uv.es/elalum/CEB2022/Fenol-Data.xlsx>.

## 6. Referencias

- BRAUN BLANQUET, J. (1978): *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Madrid, Blume.
- BENZÉCRI, J.-P. (1980): *L'Analyse des Données. Vol. 2: L'Analyse des Correspondances*. 3ª ed. París, Dunod.
- COSTA, M., PERIS, J. B. y STÜBING, G. (1987): «Hedero helicis-Quercetum rotundifoliae: Una nueva serie de vegetación valenciano-tarraconense», *Lazaroa*, 7, 85-91. <https://revistas.ucm.es/index.php/LAZA/article/view/LAZA8585120085A>.
- COSTA, M., SORIANO, P. y PÉREZ-BADÍA, R. (1995): «Acerca de algunos bosques relictuales en el Mediterráneo Occidental, Viburno tini-Fraxinetum orni, ass. nova», *Fitosociología*, 29, 181-185. [https://www.researchgate.net/publication/281716307\\_Acerca\\_de\\_algunos\\_bosques\\_relictuales\\_en\\_el\\_Mediterraneo\\_occidental\\_Viburno-Fraxinetum\\_orni\\_ass\\_nova](https://www.researchgate.net/publication/281716307_Acerca_de_algunos_bosques_relictuales_en_el_Mediterraneo_occidental_Viburno-Fraxinetum_orni_ass_nova).
- FOUCART, TH. (1982): *Analyse factorielle. Programmation sur micro-ordinateurs*. 2ª ed. París, Masson.
- GÓMEZ MONTBLANCH, D. C., LOZANO, P. J., LAGUNA, E., FERRER-GALLEGO, P. P. y MEAZA, G. (2016): «Análisis de la evolución diacrónica (1984-2014) de los fresnales de flor (*Fraxinus ornus* L. 1758) valencianos mediante la interpretación de su interactividad geoecológica (Método Meaza)». *Munibe Ciencias Naturales*, 64, 53-78. <https://doi.org/10.21630/mcn.2016.64.09>.
- GREENACRE, M. J. (1993): *Correspondence Analysis in Practice*. London, Academic Press.
- GUARA, M., LAGUNA, E., FERRER-GALLEGO, P. P. y CURRÁS, R. (2019): «Las frecuencias de floración en las comunidades de la serie de vegetación del encinar mesomediterráneo basófilo valenciano de umbría», en Díaz-Acha, Y., Díaz-Ontiveros, I. y Baratas Díaz, A. (Eds.): *Libro de resúmenes de la XXIII Biental de la Real Sociedad Española de Historia Natural*. Madrid, RSEHN, pp. 35-36.
- Institut Cartogràfic Valencià (2021): «Series cartogràfiques. CV05», *Valencia, Conselleria de Política Territorial, Obras Públiques y Movilidad*. <https://icv.gva.es/es/cv05>.
- LAGUNA, E. (1995): *Fenología de la flora y vegetación de la serie del carrascal basófilo mesomediterráneo en la umbría del Fresnal de Buñol* (Sierra de Malacara, Valencia). Serie Tesis Doctorales en Microfichas, nº 055-21. Valencia, Servei de Publicacions, Universitat de València.
- LAGUNA, E. (1997): *Vegetación y flora de la Umbría del Fresnal* (Sierra de Malacara, Hoya de Buñol-Chiva). Buñol, Valencia, Instituto de Estudios Comarcales Hoya de Buñol-Chiva.
- LAGUNA, E., CRESPO VILLALBA, M. B., MATEO, G., LÓPEZ UDÍAS, S., FABREGAT LLUECA, C., HERRERO-BORGOÑÓN PÉREZ, J. J., CARRETERO, J. L., AGUILELLA PALASÍ, A. y FIGUEROLA LAMATA, R. (1998): *Flora endémica, rara o amenazada de la Comunidad Valenciana*. Valencia, Conselleria de Medi Ambient, Generalitat Valenciana.
- Laguna, E., Ferrer-Gallego, P. P., Gómez Montblanch, d. C., Lozano, P. J. y Meaza, G. (2015): «Datos sobre la evolución de los 'fresnales' o fresnedas de flor valencianas, obtenidos mediante el inventariado diacrónico», *Geographicalia*, 67, 77-105. [https://doi.org/10.26754/ojs\\_geoph/geoph.2015671216](https://doi.org/10.26754/ojs_geoph/geoph.2015671216).
- LAGUNA, E., FERRER-GALLEGO, P. P. y GUARA, M. (2016): «Propuesta de uso de índices de diversidad en inventarios fitosociológicos», en GÓMEZ ZOTANO, J., ARIAS, J., OLMEDO, J. A., Y SERRANO, J. L. (Eds.): *Avances en Biogeografía. Áreas de distribución: Entre puentes y barreras*: 240-248. Almenara, Tundra ediciones, pp. 240-248.
- LAGUNA, E., FERRER GALLEGO, P. P., GUARA, M. y CURRÁS, R. (en prensa): «Las frecuencias de floración en las comunidades de la serie de vegetación del encinar mesomediterráneo calcícola valenciano de umbría», en PAÛL, V., AROZENA, M. E., GARCÍA-ABAD, J. J., PINTÓ, J. Y TORT, J. (Eds.): *Geografía, paisatge i vegetació. Estudis en homenatge a Josep M. Panareda*. Santiago de Compostela, Universidad de Santiago de Compostela.
- LEGENDRE, P. y LEGENDRE, L. (2012): *Numerical Ecology*. 3ª ed. Amsterdam, Elsevier.
- MANTEL, N. (1967): «The detection of disease clustering and generalized regression approach», *Cancer Research*, 27, 209-220. [https://cancerres.aacrjournals.org/content/canres/27/2\\_Part\\_1/209.full.pdf](https://cancerres.aacrjournals.org/content/canres/27/2_Part_1/209.full.pdf).

- MATEO, G. y CRESPO, M. B. (2014): *Claves ilustradas para la flora valenciana*. Jaca, Jolube.
- MATEO, G., CRESPO, M. y LAGUNA, E. (Eds.) (2011-2015): *Flora Valencina. Flora vascular de la Comunidad Valenciana*. 3 vols. Valencia, Fundación de la Comunidad Valenciana para el Medio Ambiente.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. (ed.) (2011): «Mapa de series, geoseries y geopermaseries de España [Memoria del mapa de vegetación potencial de España]. Parte II (1)», *Itinera Geobotanica*, 18, 5-424. *Itinera Geobotanica* 18(1) (2011) | El blog de Flora Montiberica.org (wordpress.com).
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F., LOIDI, J. LOUSÀ, M y PENAS, A. (2001): «Syntaxonomical checklist of vascular plant communities of Spain and Portugal to association level», *Itinera Geobotanica*, 14, 5-341. *ItineraGeobotanica\_14\_2001* | El blog de Flora Montiberica.org (wordpress.com).
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., DÍAZ, T.E., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F., IZCO, J., LOIDI, J. LOUSÀ, M y PENAS, A. (2002): «Vascular plant communities of Spain and Portugal. Addenda to the syntaxonomical checklist of 2001. Part I», *Itinera Geobotanica*, 15, 5-432. [https://floramontiberica.wordpress.com/itinerageobotanica\\_15\\_2002/](https://floramontiberica.wordpress.com/itinerageobotanica_15_2002/).
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., PENAS, A., DÍAZ GONZÁLEZ, T.E., CANTÓ, P., DEL RÍO S., COSTA, J. C., HERRERO, L. y MOLERO, J. (2017a): «Biogeographic units of the Iberian Peninsula and the Balearic Islands to district level. A concise synopsis», en Loidi, J. (Ed.): *The vegetation of the Iberian Peninsula*. Volume 1. Springer International Publishing, pp. 131-188. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-54784-8\\_5](https://doi.org/10.1007/978-3-319-54784-8_5).
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., PENAS, A., DEL RÍO, S., DÍAZ GONZÁLEZ, T. E. y RIVAS-SÁENZ, S. (2017b): «Bioclimatology of the Iberian Peninsula and the Balearic Islands», en Loidi, J. (ed.): *The vegetation of the Iberian Peninsula*. Volume 1. Springer International Publishing, pp. 29-80. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-54784-8\\_2](https://doi.org/10.1007/978-3-319-54784-8_2).
- Rohlf, F. J. (2009): NTSYSpc: Numerical Taxonomy System. ver. 2.0. Nueva York, Exeter Software.

## EVOLUCIÓN Y TENDENCIA DE LA DEFOLIACIÓN EN LAS MASAS FORESTALES DE ARAGÓN

Kilian Jungkeit-Milla<sup>1</sup>, María Royo-Navascués<sup>2</sup> y Luis Alberto Longares<sup>3</sup>

### Resumen

En este trabajo se estudia la evolución que ha tenido la caída prematura de las hojas de los árboles (defoliación) en Aragón. Para ello, se cuenta con bases de datos de alta resolución sobre el seguimiento de la defoliación de la Red de Evaluación Fitosanitaria en las masas forestales de Aragón (REFMFA). El método que se ha seguido es el de la interpolación cartográfica de la defoliación media y de la tendencia en las especies más representativas de los géneros *Pinus* spp. y *Quercus* spp. en Aragón. Los resultados revelan que la defoliación es un fenómeno que ha aumentado en los últimos años, mostrando un patrón claro en Aragón que parece responder a un gradiente altitudinal.

**Palabras clave** *defoliación, decaimiento forestal, relaciones clima-vegetación, interpolación*

### Abstract

Evolution and trend of defoliation in Aragon's forest stands

This paper studies the evolution of premature leaf fall (defoliation) in Aragon. For this purpose, high-resolution databases on the monitoring of defoliation from the Red de Evaluación Fitosanitaria en las Masas Forestales de Aragón (REFMFA) were used. The method used is the cartographic interpolation of mean defoliation and its trend in the most representative species of the genus *Pinus* spp. and *Quercus* spp. in Aragon. The results reveal that defoliation is a phenomenon that has increased in recent years, showing a clear pattern in Aragon that seems to respond to an altitudinal gradient.

**Keywords** *defoliation, forest dieback, climate-vegetation relationships, interpolation*

<sup>1,2,3</sup>Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Zaragoza, c/ Pedro Cerbuna 12, 50009 Zaragoza. <sup>1</sup>kilianmilla@gmail.com, <sup>2</sup>mr@unizar.es, <sup>3</sup>lalongar@unizar.es



## 1. Introducción

Durante la década de los setenta del pasado siglo se comenzó a registrar un proceso de degradación que viene afectando a gran parte de los bosques en los países industrializados, principalmente Centroeuropa y norteamérica (AIEF, 2019). Su origen es aún incierto (AIEF, 2019), aunque son muchos los autores que señalan que tanto los eventos climáticos como las sequías, la contaminación atmosférica o las enfermedades por parásitos pueden ser la causa de este «decaimiento forestal» generalizado (Navarro-Cerrillo *et al.*, 2007; Heres *et al.*, 2018; Navarro-Cerrillo *et al.*, 2020).

Este proceso, también denominado en Centroeuropa como «waldsterben» (Ulrich, 1990), presentaba una sintoma-

tología común que lleva asociada la presencia de defoliación (entendida como la pérdida de hojas en relación con un árbol de referencia) y cambios de color en las hojas (AIEF, 2019), así como una disminución en el crecimiento del árbol, alteraciones de las ramas y de la morfología de las copas, que culminaron en el deterioro de los ecosistemas forestales y en la muerte de los árboles (Navarro-Cerrillo *et al.*, 2007).

En el presente artículo se pretende analizar la evolución que ha tenido la defoliación en Aragón y su tendencia en diferentes especies de los géneros *Pinus* spp. y *Quercus* spp. en el periodo 2007-2020.

### 1.1. La Red de Evaluación Fitosanitaria en las masas forestales de Aragón

Los acontecimientos acaecidos durante la década de los setenta se materializaron en la creación, en 1985, del Programa para la Cooperación Internacional de la Evaluación y Seguimiento de los Efectos de la Contaminación Atmosférica en los Bosques (ICP-Forests). Desde 1987 (1988 en España), a través de la instalación de la Red de Seguimiento de Daños en los Montes, se comienza a realizar con periodicidad anual inventarios sistemáticos de la salud de los bosques europeos, siendo la defoliación el parámetro principal a evaluar (Manzano, 2016).

Tanto la red de seguimiento europea como la nacional no tienen apenas representatividad local, y es por ello por lo que cada comunidad autónoma posee su propia red de seguimiento con el ob-

jeto de ampliar la información a escala regional. A pesar de que Aragón cuenta con parcelas de seguimiento de la red nacional desde 1988, es a partir de 2007 con la creación de la Red de Evaluación Fitosanitaria en las Masas Forestales de Aragón (en adelante, REFMFA) cuando se amplía hasta 313 el número de parcelas (previamente solo se contaba con 53 puntos de evaluación).

## 2. Materiales y métodos

### 2.1. Área de estudio y especies seleccionadas

El análisis de la evolución y tendencia de la defoliación tiene lugar sobre la comunidad autónoma de Aragón (España). Las especies que se han seleccionado para evaluar la defoliación en Aragón son las que tienen mayor representatividad en el territorio aragonés y en las parcelas de la REFMFA, y las conforman los géneros *Pinus* spp. y *Quercus* spp.: *Pinus sylvestris*, *P. halepensis*, *P. nigra*, *P. pinaster*, *Quercus ilex* y *Q. faginea*. También se ha incluido en el análisis *Pinus uncinata*, debido a que resulta de especial interés estudiar la defoliación en esta especie que se encuentra reducida a las zonas más elevadas (en las parcelas de la REFMFA solo se encuentra en el Pirineo). La Tabla 1 muestra un cuadro resumen con las especies seleccionadas en el área de estudio, así como algunas de sus características básicas.

Para llevar a cabo la evaluación de la defoliación en estas especies, debe te-

nerse en cuenta que se realiza *de visu*, es decir, un evaluador debidamente cualificado se desplaza a las parcelas para realizar una valoración. Cada parcela consta de 24 árboles, 6 en cada cuadrante definido por los puntos cardinales, desde un punto central. Por tanto, la superficie de las parcelas de evaluación es la suma de los cuatro sectores.

Los valores de defoliación se calculan en porcentajes del 5 % (0-5 %, 5-10 % [...], 95-100 %), según la cantidad de hoja/acícula perdida por el árbol en comparación con un árbol cuya copa tuviera idealmente el follaje completo, totalmente desarrollado (Manzano, 2016). A efectos estadísticos, estos porcentajes (que vienen dados por el organismo ICP-Forests) pueden agruparse en diferentes categorías de defoliación siguiendo la clasificación más aceptada (Tabla 2).

Especie o género	Elevación media (m)	Nº parcelas (nº árboles)	Temperatura media anual (°C)	Precipitación anual (mm)
<i>Pinus sylvestris</i>	1249 ± 319	76 (1824)	10,1 ± 2,1	847 ± 497
<i>Pinus halepensis</i>	561 ± 204	54 (1296)	11,4 ± 2,0	503 ± 233
<i>Pinus nigra</i>	1034 ± 266	50 (1200)	10,9 ± 1,9	631 ± 310
<i>Pinus pinaster</i>	1053 ± 167	13 (312)	11,0 ± 1,8	495 ± 159
<i>Pinus uncinata</i>	1832 ± 85	7 (168)	5,6 ± 1,6	1542 ± 174
<i>Quercus ilex</i>	943 ± 213	49 (1176)	11,1 ± 1,5	623 ± 254
<i>Quercus faginea</i>	921 ± 224	22 (528)	10,6 ± 1,8	748 ± 374
<i>Pinus</i> spp.	1019 ± 411	200 (4800)	10,6 ± 2,3	703 ± 428
<i>Quercus</i> spp.	936 ± 215	71 (1704)	11,0 ± 1,6	662 ± 300

Tabla 1. Características básicas de las especies seleccionadas del área de estudio: elevación media (±SD), número de puntos de seguimiento y número de árboles, temperatura media anual (±SD) y precipitación total anual (±SD).

Porcentaje	Clase
0-10	0 (defoliación nula)
11-25	1 (defoliación ligera o leve)
25-60	2 (defoliación moderada)
>60	3 (defoliación grave)
100 %	4 (defoliación completa, árbol seco o muerto)

Tabla 2. Clasificación de los porcentajes de defoliación.

## 2.2. Evolución, interpolación y tendencia de la defoliación media

En primer lugar, con el objeto de mostrar la evolución que ha tenido este fenómeno en Aragón en los últimos años en las especies escogidas, se han elaborado gráficas de cada especie que muestran la variación de la defoliación media en el periodo 2007-2020, que es el lapso en el que existe información de alta resolución espacial en la región.

En segundo lugar, se procede a espacializar mediante interpolación la información derivada de la REFMFA. La red de evaluación posee 313 parcelas de seguimiento, aunque solo se seleccionan las especies de los géneros *Pinus* spp. y *Quercus* spp. (271 parcelas). A partir del mapa forestal de España (MFE) se logra recabar la distribución de las masas forestales y, en concreto, de las que son objeto de estudio. Los polígonos del Mapa Forestal en Aragón ascienden a más de 70000, pero se trabaja con 29675, que son los que contienen información sobre las especies estudiadas. Con estos datos, se obtiene el punto central de cada polígono de masa forestal, identificado con la especie principal. Una vez obtenido, se realiza una inter-

polación IDW<sup>1</sup> de la defoliación media, y a partir de esta, se halla la tendencia de cada uno de los puntos del MFE donde hay registro de las especies de estudio. La tendencia ha sido calculada mediante la pendiente y el intercepto, y para su significación se ha empleado un intervalo de confianza del 95 % ( $p < 0,05$ ).

Para su representación cartográfica se ha considerado preciso realizar una división de las clases que previamente habían sido definidas. Esta reclasificación viene dada por la necesidad de representar cartográficamente diferentes categorías, pues todos los datos de defoliación media para cada especie se encuentran o bien en la clase 1 (defoliación ligera o leve) o bien en la clase 2 (defoliación moderada). Por ello, se establecen diferentes categorías para la representación del fenómeno de la defoliación en el contexto de Aragón (Tabla 3), siempre dentro de las clases 1 y 2 previamente definidas. La interpolación por el método IDW determina los valores de la celda a partir de una combinación ponderada linealmente de un conjunto de puntos de una muestra.

<sup>1</sup>La interpolación por el método IDW determina los valores de la celda a partir de una combinación ponderada linealmente de un conjunto de puntos de una muestra.

Porcentaje (%)	Categoría defoliación
<20	Leve-media
20-23	Leve-alta
23-25	Leve-media
25-27	Moderada-baja
27-30	Moderada-media
>30	Moderada-alta

Tabla 3. Clasificación de los porcentajes de defoliación.

## 3. Resultados

La evolución de la defoliación media para cada especie se muestra en la Figura 1. En todas ellas se observa que la evolución ha sido positiva, y ha aumentado desde que se tienen registros en el año 2007. Si atendemos a este proceso a nivel de género, *Pinus* spp. presenta un coeficiente de determinación de 0,6867, y *Quercus* spp. de 0,766, siendo bastante cercanos al valor de 1, que indicaría un ajuste lineal perfecto. En todo caso, se parte en el año 2007 con una defoliación media de en torno al 18 % (un valor que por el momento no se ha vuelto a registrar). En el caso de los pinos, se llega a alcanzar una cifra de casi 30 % en 2017, mientras que las fagáceas rozan ese mismo valor, pero en 2019.

Los valores más elevados de la defoliación media en las diferentes especies se encuentran en los años 2012 y 2017 (también en 2019 para *Q. ilex* y *Q. faginea*). En el caso de *P. uncinata*, se observa que la evolución que ha tenido es ascendente, pero su variación porcentual es menor que en el resto de casos, debido a su particular localización a elevadas altitudes. A nivel de especie,

*P. halepensis* muestra los valores más elevados, mientras que *P. uncinata* presenta los valores medios más bajos.

Por otro lado, con el objetivo de localizar geográficamente este hecho de actualidad en Aragón, observamos en la Figura 2 el resultado de la interpolación de la defoliación media en las diferentes especies de estudio. Los valores de defoliación más altos se encuentran, en ambos géneros, en la depresión del Ebro. Se puede observar, con ciertos matices, que los valores más bajos se encuentran en los sectores más elevados de la región, que son el sistema Ibérico y los Pirineos. Tal y como se decía, *P. halepensis* presenta los valores de defoliación media más elevados de las especies de estudio, y su localización centrada en la depresión del Ebro parece estar en consonancia con las unidades morfoestructurales de la región.

En cuanto a la tendencia, se observa en la Figura 3 cierta predisposición al aumento de la defoliación media, mostrado en tonos rojizos, que en amplias zonas es significativa en las diferentes especies de ambos géneros.

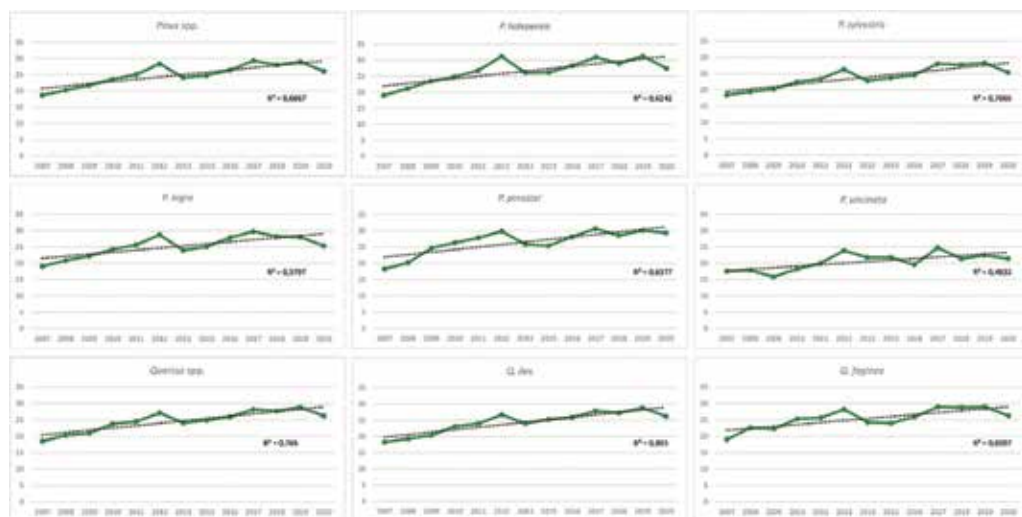


Figura 1. Evolución de la defoliación media (en porcentaje), línea de tendencia y coeficiente de determinación de las especies de estudio en Aragón.

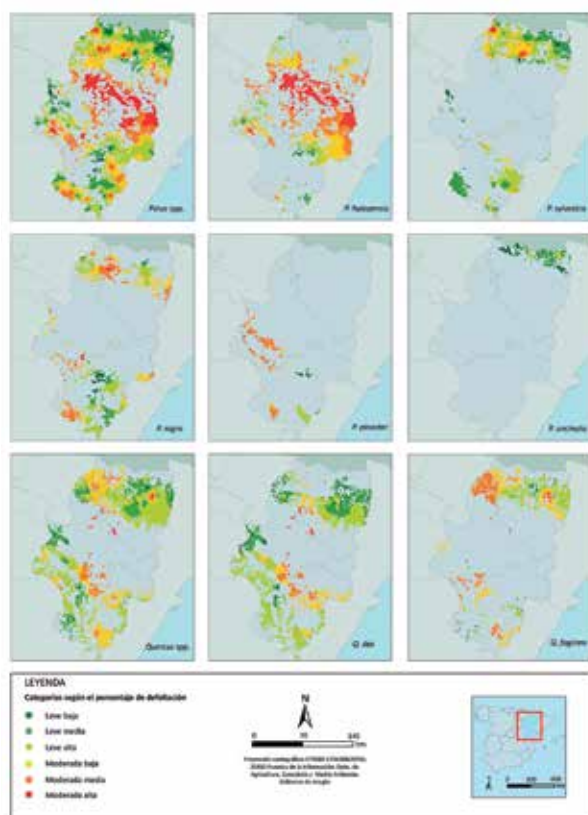


Figura 2. Defoliación media en el periodo 2007-2020 de las especies de estudio en Aragón.

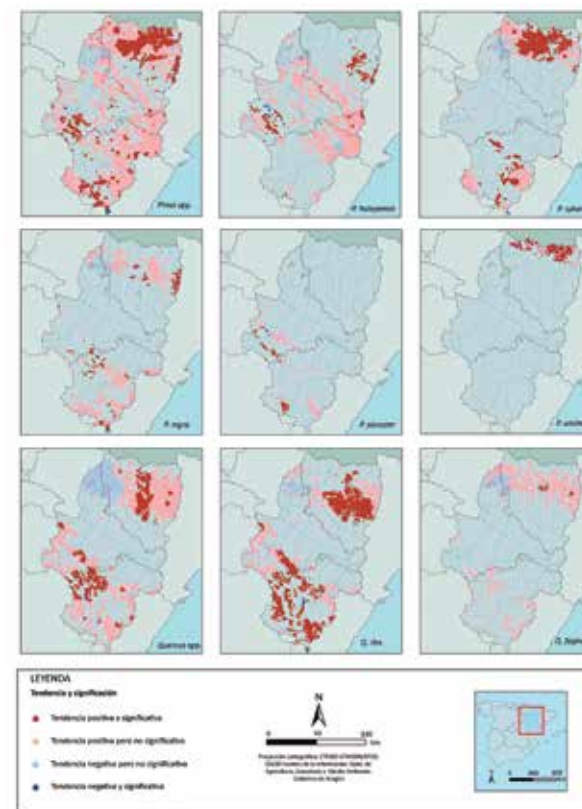


Figura 3. Tendencia de la defoliación media de las especies de estudio en Aragón.

#### 4. Discusión

A modo de análisis descriptivo, en este breve artículo se ha tratado uno de los temas de actualidad en biogeografía. La defoliación en Aragón ha aumentado en todas las especies estudiadas desde que se tiene constancia mediante la presencia de herramientas de seguimiento. Los resultados obtenidos mediante interpolación parecen mostrar coherencia espacial por medio de patrones que responden a una gradación altitudinal. En este sentido, sería esperable continuar esta línea de trabajo a partir de la relación entre la defoliación y el clima, pudiendo emplear para ello

bases de datos climáticos de alta resolución. En lo referido a la tendencia, a diferencia de la interpolación de la defoliación media, no parece mostrar patrones claros, y su cartografía solo pretende mostrar cuáles son las grandes áreas que manifiestan una evolución positiva que tiende al aumento de la defoliación y viceversa, con la posibilidad de zonificar y operar mediante planes de actuación o similares.

Otra de las cuestiones que pueden influir en cierta manera sobre los resultados obtenidos es la relativa a la cuantificación de la defoliación. La

metodología empleada para su evaluación puede implicar cierta subjetividad, en el sentido de que la valoración de la persona encargada de estimarla en una zona puede ser diferente a la valo-

ración de otra persona, a pesar de los cursos, jornadas y experiencias de los observadores que componen la red de seguimiento.

## 5. Conclusiones

Los resultados obtenidos muestran que la defoliación media ha aumentado en el periodo 2007-2020. Las especies que presentan porcentajes más elevados son *P. halepensis* y *P. pinaster*, seguidos por *Q. faginea*, *P. nigra*, *Q. ilex*, *P. sylvestris* y *P. uncinata*, en ese orden. Gracias al empleo de la cartografía y los métodos de interpolación, podemos tener una idea de dónde se está produciendo un mayor porcentaje de defoliación

en Aragón, atendiendo, además, a las zonas donde significativamente se espera un aumento de la misma en los próximos años. Asimismo, con la ayuda de los mapas se observan ciertos patrones espaciales de la defoliación que parecen estar en relación con la altitud y con el dispositivo morfoestructural de la región; relaciones que pueden ser estadísticamente aprobadas o rechazadas en futuros trabajos.

## Agradecimientos

Álvaro Hernández Jiménez. Gobierno de Aragón. Servicio Provincial de Desarrollo Rural y Sostenibilidad.

## 6. Referencias

- Área de Inventarios y Estadísticas Forestales (AIEF). (2019). Inventario de daños forestales (IDF) en España. Red europea de Seguimiento de Daños en los Bosques (Red de Nivel I). Resultados del muestreo de 2019. Madrid, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- HERES, A. M., KAYE, M. W., GRANDA, E., BENAVIDES, R., LÁZARO-NOGAL, A., RUBIO-CASAL, A.E., VALLADARES, F. y CURIEL, J. (2018): «Tree vigour influences secondary growth but not responsiveness to climatic variability in Holm oak», *Dendrochronologia*, 49, 68-76. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2018.03.004>
- MANZANO, M. J. (2016): «Metodología básica de evaluación del estado de vitalidad del arbolado y casos prácticos», en *Jornadas de Intercalibración e Evaluación y Seguimiento de Daños en los bosques*, Valsain, Centro Nacional de Educación Ambiental.
- NAVARRO-CERRILLO, R. M., VARO, M. A., LANJERI, R. y HERNÁNDEZ, C. (2007): «Cartografía de defoliación en los pinares de pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) y pino salgareño (*Pinus nigra* Arnold.) en la Sierra de los Filabres», *Ecosistemas*, 16, 163-171. <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/464>
- NAVARRO-CERRILLO, R. M., GAZOL, A., RODRÍGUEZ-VALLEJO, C., MANZANEDO, R. D., PALACIOS-RODRÍGUEZ, G. y CAMARERO, J. J. (2020): «Linkages between Climate, Radial Growth and Defoliation in Abies pinsapo Forests from Southern Spain», *Forests*, 11, 1-16. <https://doi.org/10.3390/f11091002>
- ULRICH, B. (1990): «Waldsterben: Forest decline in West Germany», *Environmental Science & Technology*, 24, 436-441. <https://doi.org/10.1021/es00074a002>

## ANÁLISIS DEL CARÁCTER MEDITERRÁNEO DEL ENCINAR CANTÁBRICO. EL EJEMPLO DEL SECTOR DE ATAUN (GUIPÚZCOA)

Asier Lozano Fernández<sup>1</sup> y Pedro José Lozano Valencia<sup>1</sup>

### Resumen

El encinar cantábrico se configura como una de las formaciones características de un amplio sector de la cornisa cantábrica. Está protagonizado por el vuelo arbóreo mayoritario del taxón *Quercus ilex* subsp. *ilex*. Se ha inventariado de forma sistemática, estratificada y aleatoria un ejemplo de encinar cantábrico pero, de interior, fuera del piso bioclimático termocolino. En concreto en el municipio de Ataun (Guipúzcoa, País Vasco). Para ello se han levantado diez inventarios fitosociológicos de 20 x 20 m. El objetivo principal consiste en analizar la adscripción corológica de los taxones del sininventario obtenido. Se realizan dos análisis, uno a partir de los porcentajes obtenidos por las distintas adscripciones corológicas de los taxones y otro teniendo en cuenta, además, su dominancia, expresada en coberturas. Mientras el primero otorga una clara dominante eurosiberiana y, por tanto, una baja preeminencia de taxones mediterráneos, el segundo muestra un mayor equilibrio entre adscripciones atlánticas y mediterráneas.

**Palabras clave** *Quercus ilex* subsp. *ilex*, carácter atlántico, adscripción corológica, Ataun

### Abstract

Analysis of the mediterranean character of the cantabrian holm oak. The example of the ataun sector

The Cantabrian holm oak forest is one of the characteristic formations of a wide sector of the Cantabrian coast. It is dominated by the majority tree flight of the taxon *Quercus ilex* subsp. *ilex*. An example of Cantabrian holm oak forest has been systematically, stratified and randomly inventoried, but inland, outside the thermocline bioclimatic floor. Specifically in the municipality of Ataun (Guipúzcoa -Basque Country-). For this purpose, 10 phytosociological inventories of 20 x 20 m have been carried out. The main objective is to analyze the chorological adscription of the taxa in the inventory obtained. Two analyses are made, one based on the percentages obtained for the different chorological adscriptions of the taxa and the other taking into account their dominance, expressed in coverages. While the first one gives a clear Euro-Siberian dominance and, therefore, a low preeminence of Mediterranean taxa, the second one shows a better balance between Atlantic and Mediterranean adscriptions.

**Keywords** *Quercus ilex* subsp. *ilex*, atlantic character, chorological ascription, Ataun

<sup>1</sup>Universidad del País Vasco, Departamento de Geografía, Prehistoria y Arqueología.

<sup>1</sup>lozanoasier6@gmail.com y pedrojose.lozano@ehu.eus



## 1. Introducción

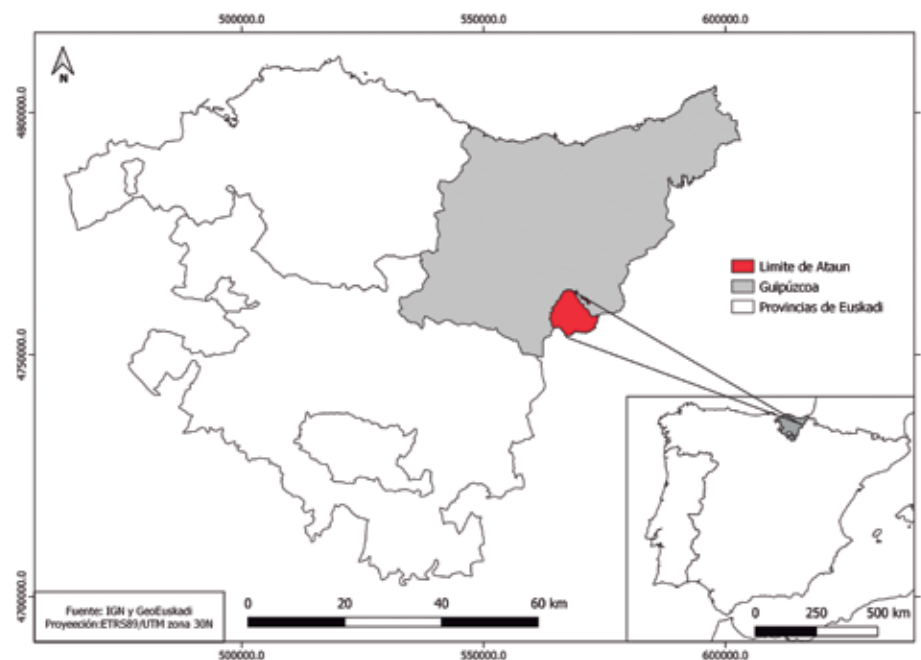
El encinar cantábrico aparece desde el occidente asturiano hasta el oeste de la costa guipuzcoana, de manera que muestra manchas más o menos inconexas a lo largo del piso bioclimático infracolino o termocolino (Meaza, 1988) y, en concreto, en el frente litoral de este territorio (Meaza *et al.*, 2020). Otra de las características básicas es que se asienta sobre sustratos calcáreos y en la mayor parte de las ocasiones ocupa sectores de cierta pendiente y con escaso desarrollo edáfico. En estos enclaves calcáreos con dominancia de rendzinas (Diputación de Gipuzkoa, 1991) de dos horizontes: Ah-R, es más competente que otras especies como el roble carballo (*Quercus robur*), el castaño (*Castanea sativa*) y otras especies planifolias y caducifolias propias de estos regímenes climáticos de temperaturas moderadas pero, a la vez, registros abultados en lo que respecta a las precipitaciones (Meaza, 1997).

En torno al origen del encinar cantábrico existe una cierta discusión científica entre aquellos que piensan en una formación heredada del Cenozoico (Meaza, 1988) y aquellos que ven más influencia del ser humano y sus actividades (Meaza y Zapata, 1998). En este sentido, la modificación de la cobertura vegetal y forestal del ser humano desde el Neolítico, daría lugar, en estos sectores, a cortas generalizadas y matarrasas, especialmente con la romanización, que derivarían en situaciones de rexistasia o suelo desprotegido frente a unas precipitaciones cuantiosas. Ello provocaría unos potentes procesos erosivos que arrastraron la capa edáfica de manera

que sobre esos sectores cuya vegetación potencial sería originariamente el robledal-bosque mixto calcícola, este no podría prosperar y sí el encinar cantábrico (Meaza y Zapata, 1998).

Pero volviendo al ejemplo que nos ocupa, En este caso el encinar cantábrico no se sitúa en esa franja de frente costero, dentro del piso termocolino, bien al contrario, aunque ocupa zonas kársticas y rendzinas, lo hace en el interior de la provincia de Guipúzcoa, en el límite con la provincia de Navarra. En concreto en el municipio de Ataun (Mapa 1), con unas condiciones de clima tipo Cfb (Meaza *et al.*, 2020) pero con unas temperaturas más bajas en invierno, de manera que el mes más frío, enero, muestra una media de 4° C. En realidad la temperatura media anual es de 10,2° C y en 5 meses la temperatura media no asciende de 10° C (Diputación Foral de Guipúzcoa, 2021).

Son pocas las manchas de encinar cantábrico que se sitúan fuera del mencionado sector costero, en concreto, dos son las más extensas, una se encuentra en la faldas de los montes del Duranguesado (Vizcaya) y otra, la que nos ocupa, en el interior de la provincia de Guipúzcoa, en concreto en los afloramientos de las calizas urgonianas aptienses del domo de Ataun (Meaza *et al.*, 2020).



Mapa 1. Localización del área de estudio. Fuente: elaboración propia.

## 2. Objetivos

El objetivo principal del presente trabajo consiste en analizar el grado de atlanticidad o mediterraneidad de esta formación teniendo en cuenta que diferentes autores consideran que se trataría de una agrupación vegetal de claro carácter mediterráneo dentro de un mundo eminentemente atlántico.

Por lo tanto, se trata, a la vista de un doble análisis: teniendo en cuenta la filia-

ción corológica de los taxones que aparecen en las diez parcelas y que forman el sininventario, en primer lugar, y luego, en un segundo, multiplicando el número de taxones por cada una de las filaciones contempladas con su índice fitosociológico de cobertura, corroborar si la formación puede ser calificada como verdaderamente mediterránea o no.

## 3. Metodología

Para la delimitación de la zona de estudio se ha utilizado la información geográfica que la infraestructura de datos espaciales de la comunidad autónoma del País Vasco pone a disposición del usuario, de este modo se han definido las parcelas a inventariar teniendo en cuenta la existencia de diferentes man-

chas de encinar cantábrico. Para cada mancha, por lo menos, se ha establecido una parcela. La elección de los inventarios se corresponde, por tanto, con la técnica de muestro estratificada pero aleatoria, es decir, una parcela, al menos, para cada mancha pero elegida de manera totalmente azarosa.

El software SIG ArcGIS 10.3.1. ha sido el soporte elegido para la elección de las parcelas usando la herramienta «crear puntos aleatorios». Una vez repartidas las parcelas se han obtenido las coordenadas de cada una de ellas. El número de inventarios elegidos, 10 en total, y el tamaño de las parcelas, 20 x 20 m, está avalado por la experiencia en campo de numerosas investigaciones que demuestran que la curva de frecuencia de especies se vuelve asintótica tras superar estos valores (Mostacedo y Fredericksen, 2000; Lozano-Valencia, *et al.*, 2020; Lozano-Valencia, *et al.*, 2021).

Posteriormente, se inventarían los taxones de flora vascular divididos en tres grandes grupos fisionómicos (árboles y arbustos, matas y trepadoras y hierbas) (Lozano *et al.*, 2021). Las coberturas se calcularon para cada una de las especies en cuatro estratos (por encima de 5 m; entre 1-5 m; entre 0,5-1 m y por debajo de 0,5 m). Por último, existe una quinta columna donde se recoge la cobertura global de cada especie en el espacio tridimensional de cada parcela (son estas las que se toman en cuenta para este trabajo). Las coberturas se calcularon teniendo en cuenta el clásico

sistema fitosociológico: += a una cobertura inferior al 1 %; 1= a una cobertura entre 1,1 y 10 %; 2= a una cobertura entre 10,1 y 25 %; 3= cobertura entre 25,1 y 50 %; 4= cobertura entre el 50,1 y 75 % y, por último 5= cobertura entre el 75,1 y el 100 %.

Una vez obtenidos los diez inventarios se acomete la configuración del sininventario teniendo en cuenta los distintos taxones aparecidos así como sus respectivas coberturas. Se establece, entonces, la cobertura media de cada especie. Una vez obtenido el sininventario se estima la filiación corológica de cada taxón teniendo en cuenta la obra de Aizpuru *et al.* (1999). Entonces se aborda el mencionado doble análisis. Se obtienen las gráficas teniendo en cuenta la filiación, sin contemplar la cobertura media de cada taxón y, en un segundo nivel, se multiplican el número de taxones por cada categoría de adscripción por su cobertura media. Es decir, obtenemos unos gráficos que se basan en la dominancia de las distintas especies tomada a través de su cobertura media.

#### 4. Resultados

En la Tabla 1 aparecen los taxones divididos en sus grupos fisionómicos, en la tercera columna su cobertura media y en la siguiente su filiación corológica.

	Taxones	Cob. Media	Filiación cronológica
Árboles y arbustos	<i>Quercus ilex subsp. ilex</i>	4	Mediterránea
	<i>Rhamnus alaternus</i>	1	Mediterránea
	<i>Crataegus monogyna</i>	1	Eurosiberiana
	<i>Prunus spinosa</i>	1	Eurosiberiana
	<i>Ligustrum vulgare</i>	1	Mediterránea
	<i>Viburnum lantana</i>	1	Mediterránea
	<i>Ulmus minor</i>	+	Eurosiberiana
	<i>Phillyrea latifolia</i>	2	Mediterránea
	<i>Fraxinus excelsior subsp. excelsior</i>	1	Eurosiberiana
	<i>Juniperus communis subsp. communis</i>	1	Eurosiberiana
	<i>Prunus avium</i>	+	Eurosiberiana
	<i>Acer campestre</i>	1	Eurosiberiana
	<i>Cornus sanguinea</i>	1	Eurosiberiana
	<i>Acer opalus</i>	+	Orófito europeo
	<i>Corylus avellana</i>	1	Eurosiberiana
	<i>Fagus sylvatica</i>	+	Eurosiberiana
	<i>Quercus x coutinhoi</i>	2	Mediterránea-atlántica
	<i>Ilex aquifolium</i>	+	Eurosiberiana
	<i>Quercus x subspicata</i>	1	Eurosiberiana
	<i>Quercus robur</i>	1	Mediterránea
Matas y trepadoras	<i>Tilia cordata</i>	+	Eurosiberiana
	<i>Castanea sativa</i>	1	Mediterránea-atlántica
	<i>Sobus aria</i>	+	Eurosiberiana
	<i>Laurus nobilis</i>	+	Mediterránea-atlántica
	<i>Euonymus europaeus</i>	+	Eurosiberiana
	<i>Smilax aspera</i>	2	Eurosiberiana
	<i>Hedera helix</i>	2	Circumboreal
	<i>Rubia peregrina</i>	1	Mediterránea
	<i>Rubus ulmifolius</i>	2	Eurosiberiana
	<i>Ruscus aculeatus</i>	3	Mediterránea
	<i>Genista hispanica subsp. occidentalis</i>	1	Mediterránea
	<i>Rosa arvensis</i>	1	Eurosiberiana
	<i>Clematis vitalba</i>	+	Eurosiberiana
	<i>Erica vagans</i>	+	Atlántica
	<i>Tamus communis</i>	2	Mediterránea-atlántica
<i>Daboecia cantabrica</i>	+	Atlántica	
Hierbas	<i>Daphne laureola subsp. laureola</i>	+	Mediterránea-atlántica
	<i>Lonicera periclymenum subsp. periclymenum</i>	+	Eurosiberiana
	<i>Lonicera xylosteum</i>	+	Mediterránea
	<i>Asplenium trichomanes subsp. trichomanes</i>	1	Subcosmopolita
	<i>Polypodium interjectum</i>	1	Eurosiberiana
	<i>Brachypodium sylvaticum subsp. sylvaticum</i>	2	Eurosiberiana
	<i>Carex paniculata subsp. lusitanica</i>	1	Atlántica
	<i>Stachys officinalis subsp. officinalis</i>	1	Eurosiberiana
	<i>Viola riviniana</i>	1	Eurosiberiana
	<i>Potentilla erecta</i>	+	Eurosiberiana
<i>Asplenium adiantum-nigrum</i>	1	Eurosiberiana	
<i>Vicetoxicum hirundinaria</i>	1	Eurosiberiana	
<i>Arum italicum</i>	1	Mediterránea	

	<i>Asplenium scolopendrium subsp. scolopendrium</i>	+	Mediterránea-atlántica
	<i>Polystichum setiferum</i>	1	Eurosiberiana
	<i>Hypochaeris radicata</i>	1	Plurirregional
	<i>Geum urbanum</i>	+	Eurosiberiana
	<i>Carex tomentosa</i>	1	Eurosiberiana
	<i>Taraxacum officinale</i>	+	Eurosiberiana
	<i>Origanum vulgare subsp. vulgare</i>	1	Eurosiberiana
	<i>Geranium robertianum subsp. robertianum</i>	1	Circumboreal
	<i>Satureja vulgaris subsp. vulgaris</i>	1	Eurosiberiana
	<i>Dactylis glomerata subsp. glomerata</i>	1	Eurosiberiana
	<i>Pilosella officinarum</i>	+	Plurirregional
	<i>Conopodium majus</i>	+	Atlántica
	<i>Seseli montanum subsp. nanum</i>	+	Endemismo pirenaico-cantábrico
	<i>Galium odoratum</i>	+	Eurosiberiana
	<i>Glechoma hederacea</i>	1	Circumboreal
	<i>Agrimonia eupatoria</i>	+	Eurosiberiana
	<i>Galium mollugo subsp. mollugo</i>	1	Eurosiberiana
	<i>Tanacetum corymbosum</i>	+	Mediterránea
	<i>Ranunculus repens</i>	+	Circumboreal
	<i>Helleborus viridis subsp. occidentalis</i>	+	Atlántica
	<i>Teucrium scorodonia</i>	+	Atlántica
	<i>Teucrium pyrenaicum subsp. pyrenaicum</i>	1	Endemismo franco-ibérico
	<i>Saxifraga hirsuta subsp. hirsuta</i>	+	Atlántica
Hierbas	<i>Leucanthemum vulgare subsp. pujiulae</i>	+	Orófito mediterráneo
	<i>Euphorbia characias</i>	1	Mediterránea
	<i>Asplenium ruta-muraria subsp. ruta-muraria</i>	+	Circumboreal
	<i>Asplenium ceterach subsp. ceterach</i>	+	Eurosiberiana
	<i>Fragaria vesca subsp. vesca</i>	1	Eurosiberiana
	<i>Oxalis acetosella</i>	+	Circumboreal
	<i>Sedum sediforme</i>	1	Mediterránea
	<i>Geranium rotundifolium</i>	1	Eurosiberiana
	<i>Potentilla sterilis</i>	1	Eurosiberiana
	<i>Sedum album</i>	1	Mediterránea
	<i>Verbascum thapsus subsp. thapsus</i>	1	Eurosiberiana
	<i>Stachys recta subsp. recta</i>	1	Mediterránea
	<i>Lamium galeobdolon</i>	1	Eurosiberiana
	<i>Trifolium repens subsp. repens</i>	+	Subcosmopolita
	<i>Lapsana communis subsp. communis</i>	+	Eurosiberiana
	<i>Campanula rotundifolia</i>	+	Eurosiberiana
	<i>Muscari neglectum</i>	1	Plurirregional
	<i>Potentilla montana</i>	1	Atlántica
	<i>Vicia sepium</i>	1	Eurosiberiana
	<i>Veronica chamaedrys subsp. chamaedrys</i>	+	Eurosiberiana
	<i>Hepatica nobilis</i>	+	Circumboreal
	<i>Dryopteris filix-mas</i>	+	Plurirregional
	<i>Scilla lilio-hyacinthus</i>	+	Atlántica
	<i>Pimpinella saxifraga</i>	+	Eurosiberiana

Tabla 1. Sininventario del encinar cantábrico de Ataun con las coberturas y filiaciones de cada taxón.

Fuente: elaboración propia.

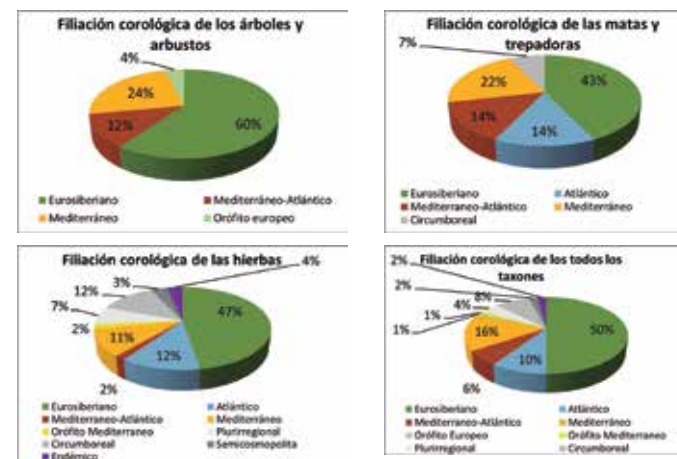


Figura 1. Porcentajes de adscripción corológica por grupos fisionómicos y de todos los taxones. Fuente: elaboración propia.

A continuación y gracias a la Figura 1 se expresan los porcentajes de filiaciones por grandes grupos fisionómicos y en la esquina inferior derecha todos los taxones del sininventario.

Tal y como se puede observar en la Figura 3, en todos los casos se observa un dominio de los taxones de adscripción eurosiberiana. El grupo de los árboles y arbustos cuenta con los mayores registros ya que hasta en un 60 % se compone de taxones con esta filiación. La cifra más baja se registra en las matas y trepadoras donde, además, el porcentaje de especies mediterráneas se establece en más de una quinta parte, cuestión que, en el caso de árboles y arbustos, casi una cuarta parte está conformada por estas especies de carácter mediterráneo. También son relativamente abundantes, en los dos grupos fisiográficos anunciados los taxones a caballo entre lo mediterráneo y lo atlántico (14 y 12 % respectivamente). Mientras en los árboles y arbustos no existe ningún taxón claramente atlántico, en las matas y trepadoras vienen a suponer un 14 %, porcentaje muy similar al registrado dentro de las herbá-

ceas. En este grupo, si tenemos en cuenta los taxones eurosiberianos y atlánticos llegaríamos al 59 % frente a un 13 % de los de carácter mediterráneo (sean orófitos o no)

Si tomamos en cuenta todos los taxones, en su conjunto, la situación vuelve a hablar de un carácter claramente eurosiberiano, reforzado por un 10 % de taxones de filiación atlántica. La adscripción mediterránea en este caso se sitúa en un 17 % (16 % mediterráneos y un 1 % orófitos mediterráneos). Por su parte, existe un 6 % de taxones en esa transición entre lo atlántico y lo mediterráneo y otro 12 % de especies de amplio rango de distribución (8 % plurirregional, 2 % circumboreal y 2 % semicosmopolita). Por último, solo un 2 % (2 taxones) pueden ser considerados como endémicos.

A continuación realizamos un segundo análisis multiplicando cada una de las coberturas medias de los taxones por categorías de filiación corológica. Este análisis se acercaría mucho más a la realidad paisajística que el derivado del conteo bruto de los taxones. Todo aparece reflejado en la Figura 2.

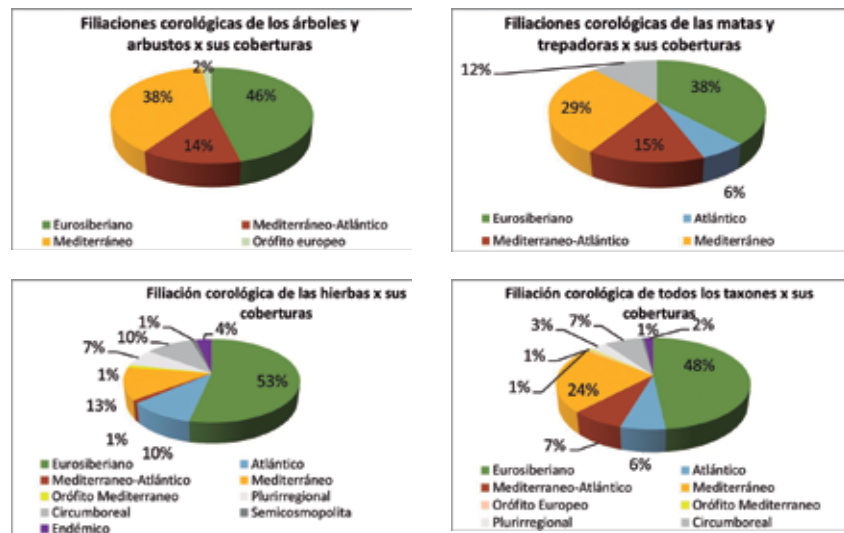


Figura 2. Porcentajes de adscripción corológica por grupos fisiográficos y en general.  
Fuente: elaboración propia.

Con respecto a este segundo análisis se puede decir claramente que los porcentajes se equiparan, sobre todo en aquellas plantas más conspicuas y visibles del paisaje como los árboles y arbustos e incluso también en el caso de las matas y trepadoras. En el primer caso la situación resulta altamente significativa puesto que existe un dominio de filiaciones eurosiberianas (46 % más el 2 % del orófito europeo), sin ningún aporte plenamente atlántico, pero la segunda adscripción en dominancia pasa a ser la mediterránea con un 38 %, solo a 7 puntos de la anterior. Por si eso fuera poco, existe un 14 % de adscripciones de transición entre lo atlántico y lo mediterráneo. Quizá ese sea un buen resumen de lo que significa el encinar cantábrico, es decir, un cierto reducto de mediterraneidad dentro de un mundo de condiciones plenamente atlánticas o eurosiberianas.

Las matas y trepadoras reflejarían una situación bastante semejante. Uniendo la

filiación eurosiberiana y atlántica se llegaría a un 44 % seguido de un 29 % de componente mediterráneo y otro porcentaje nada despreciable de plantas de transición entre lo mediterráneo y lo atlántico (15 %). En este caso aparece un 12 % de plantas de amplia distribución (circumboreal).

Sin embargo, el panorama es diametralmente opuesto en el caso de las herbáceas puesto que los porcentajes de mediterraneidad descienden considerablemente (13 % a lo que se podría sumar el 1 % del orófito mediterráneo), y se imponen las adscripciones más eurosiberianas y atlánticas (53 % y 10 % respectivamente), de manera que hasta un 63 % contaría con estas adscripciones. En este caso, otra característica fundamental radicaría en un peso superior a los otros dos grandes grupos fisiográficos en lo que respecta a las adscripciones de amplio espectro o rango territorial. En este caso hasta

un total de 18 % responderían a estas adscripciones (7 % plurirregional, 10 % circumboreal y 1 % semicosmopolita). También habría que destacar que el 4 % respondería a endemismos. Este es el único grupo fisiográfico donde aparece esta categoría.

En general, teniendo en cuenta todos los taxones, se vuelve a observar un dominio de las componentes más nor-

teñas (eurosiberianas y atlánticas) pero una segunda componente, de un 25 % de adscripciones mediterráneas. En tercer lugar se situarían las componentes de amplio rango, suponiendo un 11 % en su conjunto, seguidas de aquellos taxones a caballo entre lo atlántico y lo mediterráneo con un nada despreciable 7 % y, por último, los endemismos que suponen un 2 %.

## 5. Conclusiones y discusión

El primer análisis muestra un claro dominio eurosiberiano y/o atlántico, frente a la componente mediterránea que se queda a 34 puntos porcentuales. No obstante se observa que por grupos fisiográficos la componente mediterránea es superior en las plantas más conspicuas del paisaje, los árboles y arbustos.

En cuanto al segundo análisis, la cuestión de la isla de mediterraneidad se acerca mucho más a ser real. Es cierto que vuelven a imponerse las componentes de distribución más norteñas, pero también lo es que la diferencia entre estas y las mediterráneas se reduce considerablemente a 29 puntos porcentuales. Lo apuntado anteriormente vuelve a repetirse: es el grupo de los árboles y arbustos donde estos dos conjuntos de componentes se encuentran más equiparados. Entre los dos solo existen 10 puntos porcentuales. Esto sí podría justificar, hasta cierto punto, el que el encinar cantábrico sea considerado como una isla de mediterraneidad dentro de un mundo eminentemente atlántico.

La hipótesis de partida no se cumple si tomamos los números brutos y se aproxima más si lo que hacemos es combinar estas cifras con las cobertu-

ras de cada taxón. En este caso sí podría hablarse, hasta cierto punto de una componente mediterránea relativamente pronunciada.

El que la componente mediterránea sea superior en las plantas más conspicuas como árboles y arbustos e inferior en las herbáceas puede explicarse teniendo en cuenta los procesos de dispersión, fundamentalmente zoorcos y antropócoros. En este sentido, las semillas de la mayoría de árboles y arbustos cuentan con un valor de aprovechamiento para animales y el ser humano superior al de las herbáceas que muestran, por otra parte, mecanismos y distancias de dispersión más modestos, en general.

Otra de las conclusiones es que las distribuciones de amplio rango, normalmente típicas de especies cultivadas o con aplicaciones humanas, muestran unos registros bastante bajos, solo llegarían a suponer un 11 %. Esto se puede interpretar como un bajo impacto antrópico dentro de esta formación. Dicho de otra manera, el grado de naturalidad del encinar cantábrico es elevado lo que justifica su protección, por lo menos en la comunidad autónoma del País Vasco.



## 6. Referencias

- AIZPURU, I., ASEGINOLAZA, C., URIBE-ECHEBARRÍA, P. M., URRUTIA, P. y ZORRAKIN, I. (1999): *Claves ilustradas de la flora el País Vasco y territorios limítrofes*. Vitoria-Gasteiz, Gobierno Vasco, Departamento de agricultura y pesca.
- Diputación Foral de Guipúzcoa (1991): *Geomorfología y Edafología de Gipuzkoa*. San Sebastián, DFG.
- Diputación Foral de Guipúzcoa (2021): *Gipuzkoa Obra Hidraulikoak*. Aforaleku iraunkorren sarea, Lareo aforalekua. San Sebastián, DFG. <https://www.gipuzkoa.eus/eu/web/obrahidraulikoak/hidrologia-eta-kalitatea/aforaleku-Lare>
- LOZANO-VALENCIA, P., VARELA-ONA, R., LATASA, I., LOZANO, A., MEAZA, I. (2020): «Biogeographical valuation of global plant landscapes using the «lanbioeva» (landscape biogeographical evaluation) methodology», *34th International Geographical Congress*. Istanbul 2020, pp. 174-188.
- LOZANO-VALENCIA, P. J., VARELA-ONA, R., LOZANO, A. y MEAZA, I. (2021): «Caracterización y Evaluación Biogeográfica a través del Método Lanbioeva de los Bosques de Quercus Petraea del País Vasco y Navarra (Península Ibérica)», *Revista de Estudios Andaluces*, 41, 65-86. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7810637>
- MEAZA, G. (1988): «Fitogeografía del Encinar Cantábrico de la Ría de Gernika: pirámides de vegetación», *Lurralde: Investigación y espacio*, 11, 103-121. <http://www.ingeba.org/lurralde/lurranet/lur11/11meaza2.pdf>
- MEAZA, G. (1997): *Suelos, vegetación y fauna de Euskal Herria*. Lasarte-Oria, Editorial Etor.
- MEAZA, G. y ZAPATA, L. (1998): «Procesos de antropización y cambios en el paisaje vegetal del País Vasco atlántico en la Prehistoria reciente: su incidencia en la expansión de hayedos y encinares», *Munibe. Ciencias Naturales*, 50, 21-36. <http://www.aranzadi.eus/fileadmin/docs/Munibe/1998021035CN.pdf>
- MEAZA, G., LOZANO, P. J. y VARELA-ONA, R. (2020): *Biodiversidad, Paisaje y Gestión Ambiental. Itinerarios biogeográficos por el País Vasco y territorios aladaños*. Valencia, Tirant Humanidades.
- MOSTACEDO, B. y FREDERICKSEN, T. (2000): *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en Ecología Vegetal*. Santa Cruz, Bolivia, Editorial El País.

## MAPEO DE HÁBITAT EN EL PARQUE NACIONAL LENÇÓIS MARANHENSES (PNLM-MA-AMAZONIA)

Marco Antonio Martins<sup>1</sup>, Sueli Angelo Furlan<sup>2</sup>

### Resumen

En la presente investigación se aplicó la técnica GEOBIA para la detección de hábitats en imágenes de satélite de media resolución espacial en los meses de alta y baja pluviosidad en el parque nacional Lençóis Maranhenses (PNLM - Maranhão, Brasil). Las clases del estudio fueron vegetación con influencia marina (campos de restinga), vegetación con influencia marina (restinga arbustiva), vegetación con influencia marina (restinga florestal), vegetación de influencia fluviomarina (manglar), vegetación con influencia fluvial (comunidades aluviales), apicum, zonas de arena y masas de agua y arroyos. La cartografía de las especies de flora se realizó por asociación espacial con los hábitats analizados. Los resultados consistieron en la detección de hábitats con una excelente precisión según el índice de validación Kappa, y en el análisis de la cobertura y la extensión territorial (km<sup>2</sup>) de los hábitats protegidos por el parque en los meses de alta y baja precipitación anual.

**Palabras clave** cartografía de hábitats, clasificación de imágenes, conservación del hábitat, GEOBIA

### Abstract

Habitat Mapping in the Lençóis Maranhenses National Park (PNLM-MA - Amazon)

In the present research, the GEOBIA technique was applied for the detection of habitats in medium spatial resolution satellite images in the months of high and low rainfall in the Lençóis Maranhenses National Park (PNLM - Maranhão, Brazil). The classes of the study were Vegetation with Marine Influence (Restinga Fields), Vegetation with Marine Influence (Shrub Restinga), Vegetation with Marine Influence (Forest Restinga), Vegetation with Fluviomarine Influence (Mangrove), Vegetation with Fluvial Influence (Alluvial Communities), Apicum, Sand surfaces and Water Bodies and Streams. The flora species were mapped for spatial association with the habitats analyzed. The results consisted in the detection of habitats with excellent accuracy according to the Kappa validation index, and in the analysis of coverage and territorial extent (km<sup>2</sup>) of the habitats protected by the park in the months of high and low annual rainfall.

**Keywords** Habitat Cartography, Image Classification, Habitat Conservation, GEOBIA

<sup>1</sup>Universidade de São Paulo.

<sup>1</sup>marcoantoniomartins@gmail.com, <sup>2</sup>sucaangf@usp.br

## 1. Introducción

Los hábitats son entornos que pueden delimitarse espacialmente en la superficie de la Tierra, siendo el lugar de ocurrencia de los seres vivos. La definición de los hábitats se basa generalmente en las características de la composición y la estructura de la vegetación. Desde el punto de vista de la ciencia geográfica, más concretamente dentro del campo de la biogeografía, se considera que los hábitats son áreas terrestres o acuáticas que se distinguen por factores bióticos y abióticos, y pueden ser totalmente naturales o seminaturales (Corbane *et al.*, 2015).

Por ejemplo, en la región noreste de Brasil, estado de Maranhão, la condición de ecotono formada por la transición entre los biomas Savánico, amazónico y caatinga contribuye a que el paisaje de la región del parque nacional Lençóis Maranhenses (Maranhão, Brasil) sea heterogéneo y presente varios tipos de ecosistemas y fitofisonomías que corresponden a la condición de los hábitats. Así que, en los estudios sobre la conservación del hábitat, el método de mapeo y medición de las clases de cobertura del suelo es indicado, ya que su aplicación permite generar información sobre la cantidad de hábitats disponibles para que la biodiversidad ocurra en el paisaje (Amaral *et al.*, 2019; Rodrigues *et al.*, 2019).

Una de las técnicas que se ha utilizado para la cartografía de hábitats es el Análisis de Imágenes Basado en Objetos Geográficos (GEOBIA). Entre los métodos de GEOBIA, uno que ha sido probado en estudios ambientales es el método de clasificación basado en re-

glas, que permite al operador del *software* establecer reglas de clasificación basadas en los valores de umbral utilizados para el proceso de clasificación de imágenes. Otro método que puede aplicarse es el método de clasificación supervisada por entrenamiento de muestras, en el que el operador selecciona muestras representativas de cada clase de mapeo y el *software* clasifica la imagen basándose en los valores almacenados (Berhane *et al.*, 2018; Amaral *et al.*, 2019).

Esta investigación se enmarca en el tema mencionado, ya que tiene como objetivo conocer y analizar la dinámica estacional de los hábitats del parque nacional de Lençóis Maranhenses, la metodología abarca la aplicación de GEOBIA para el mapeo de dos imágenes de satélite Landsat 8, seguido del mapeo de superposición de la flora local con los hábitats. Utilizando el índice Kappa, se compararon la precisión de tres métodos de clasificación de hábitats con GEOBIA, incluyendo el método de clasificación basado en reglas con el *software* eCognition 9.0, y el método de clasificación basado en reglas y el método de clasificación supervisado de muestras de entrenamiento con el *software* ENVI 5.6. A partir de la clasificación que obtuvo la mayor precisión, se realizó el análisis de la dinámica estacional de los hábitats durante los periodos de alta y baja pluviosidad, incluyendo los resultados sobre la superficie (km<sup>2</sup>) y el porcentaje de cobertura de los hábitats que están protegidos por el parque.

## 2. Métodos y materiales

### 2.1. Área de estudio

Creado por el Decreto n° 86.060 del 02/06/1981, el parque está situado en el norte del estado de Maranhão, y es una unidad de conservación de protección integral que contiene 155 000 hectáreas y 270 kilómetros (km) de perímetro. El parque alberga 133 especies vegetales agrupadas en 62 familias, con distribución en los municipios de Primeira Cruz (6,89 %), Santo Amaro (42,15 %) y Barreirinhas (44,86 %) (Icambio, 2002; Rodrigues *et al.*, 2019).

En la región del parque predominan tres tipologías de vegetación que corresponden a hábitats. Estas tipologías varían entre la vegetación con influencia marina, que se presenta en las formas de Campos de restinga, restinga arbustiva y restinga florestal, la vegetación de influencia fluvio marina o manglar, y la vegetación con influencia fluvial o comunidades aluviales. La vegetación de influencia fluvio marina también contiene el hábitat apicum, que se diferencia del manglar por la aparición de especies herbáceas y por la mayor presencia de avasallamiento vegetación avascular (Icambio, 2002; Araujo *et al.*, 2016).

Las precipitaciones en la región presentan totales anuales que oscilan entre los 1.473 mm y los 1.623 mm, ocurriendo el 90 % de la precipitación anual entre los meses de febrero y mayo. En la estación seca, los hábitats de las masas de agua y los cursos de agua pueden reducir su tamaño entre un 25 % y un 35 % o incluso desaparecer intermitentes. La zona se caracteriza por la presencia de depósitos de sedimentación eólica cuaternaria que

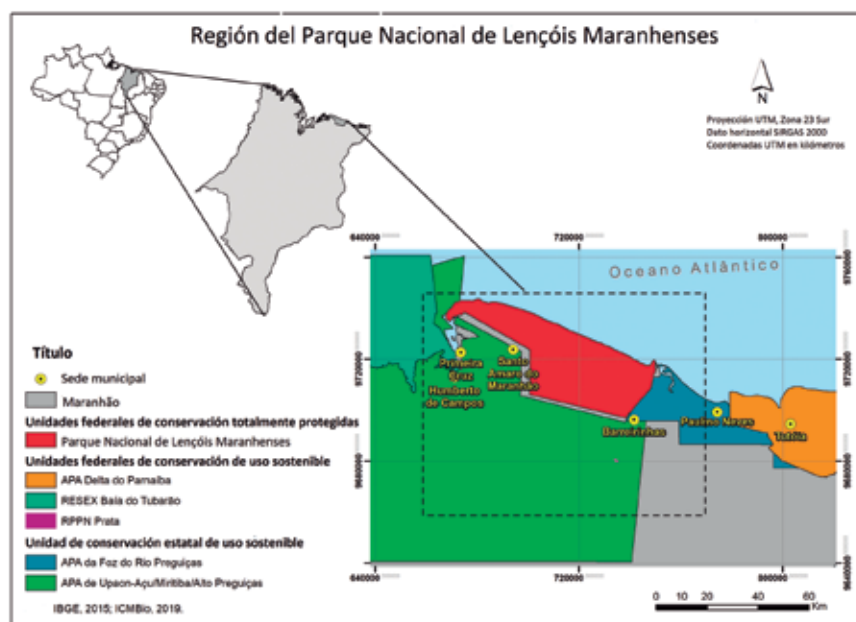
conforman los rasgos geomorfológicos de las dunas e influyen en la aparición de hábitats de las zonas de arena, con una biodiversidad adaptada a ambientes arenosos (Araujo y Fonseca, 2016).

La protección de los medios terrestres y marinos y de las zonas representativas de las fitofisonomías, así como de las zonas de transición entre las fitofisonomías, figuran entre los principales objetivos de preservación y conservación del Parque Nacional Lençóis Maranhenses. Junto con el parque, otras unidades de conservación conforman un conjunto de áreas protegidas en la región (Mapa 1). Se dividen en modalidades de áreas protegidas de uso sostenible (AP) federales, que engloban la Reserva extractiva de la bahía de Tubarão (Resex), el área de protección ambiental (APA) del delta de Parnaíba y la reserva privada del patrimonio natural de Prata (RPPN), y áreas de uso sostenible estatales, como el APA de Upaon Açú/Miritiba/Alto Preguiças y el APA de la desembocadura del río Preguiças (Araujo y Fonseca, 2016).

### 2.2. Materiales

#### 2.2.1 Imágenes de Landsat 8

La cartografía de los hábitats se realizó a partir de dos escenas de imágenes de satélite Landsat 8. El satélite contiene los sensores Operational Land Imager (OLI) y Thermal Infrared Sensor (TIRS). Las escenas tienen una resolución espacial de 30 metros, una resolución radiométrica de 16 bits y una resolución temporal de aproximadamente 16 días (USGS, 2016). Considerando que el área de estudio está marcada por mayores índices de precipi-



Mapa 1. Ubicación del Parque Nacional Lençóis Maranhenses  
Fuente: Martins, 2021.

tación en los primeros cinco meses del año (Araujo y Fonseca, 2016), el mapeo se realizó en dos periodos, con el objetivo de medir los cambios estacionales en los hábitats. La primera escena tiene una fecha de adquisición del 04/5/2019 y la segunda del 09/9/2019.

### 2.2.2 Datos del inventario botánico

Se analizaron, organizaron y utilizaron los datos del inventario de flora realizado en la zona de estudio. El inventario fue realizado entre el 14/11/2019 y el 19/11/2019, en conjunto con investigadores del Laboratorio de Climatología y Biogeografía del Departamento de Geografía de la Universidad de São Paulo.

### 2.2.3 Softwares

Se han utilizado diferentes programas informáticos en las fases de clasificación, validación, cálculo de la superficie (km<sup>2</sup>),

cruce de datos geospaciales y elaboración de mapas. Se utilizó eCognition 9.0 para la clasificación de hábitats con el método de clasificación basado en reglas. Se utilizó ENVI 5.6 para la clasificación de hábitats con el Método de clasificación basado en reglas y con el método de clasificación basado en la selección de muestras. Por último, se empleó ArcGIS 10.5 en la validación cuantitativa (coeficiente Kappa) de la clasificación de hábitats, en la obtención y comparación de la superficie (km<sup>2</sup>) de las clases, en el cruce de archivos geospaciales de flora y hábitats y en la elaboración de mapas.

## 2.3. Técnica

### 2.3.1 GEOBIA

Según Berhane *et al.* (2018), GEOBIA es una técnica que funciona con el uso de algoritmos de segmentación. Estos algoritmos sustituyen al modo de clasifi-

cación píxel a píxel, ya que actúan sobre la agregación de celdas de píxeles considerando su similitud y homogeneidad en relación con otros grupos de celdas vecinas, de esta forma, la fusión de celdas da lugar a la formación de objetos vectoriales. Los objetos resultantes de la agregación de píxeles contienen similitudes y diferencias de orden espectral, textural, espacial y de ubicación geográfica con respecto a sus objetos vecinos.

Para la investigación, se compararon tres procedimientos de clasificación, las clases cartográficas fueron vegetación con influencia marina (campos de restinga), vegetación con influencia marina (restinga arbustiva), vegetación con influencia marina (restinga forestal), vegetación de influencia fluviomarina (manglar), vegetación con influencia fluvial (comunidades aluviales), apicum, zonas de arena y masas de agua y arroyos.

## 2.4. Procedimientos técnico-operativos

### 2.4.1 Clasificación basada en reglas con el software eCognition 9.0

Basándose en los estudios de Kux y Souza (2012), Jeong *et al.* (2016) y De Giglio *et al.* (2019), la extracción de clases implicó la segmentación a nivel jerárquico, correspondiente a la escala de los píxeles y objetos, el valor estipulado para el tamaño de los objetos fue de 350 y para la forma y compactación se aplicó el valor 0,5. Los atributos para la construcción de las reglas de clasificación fueron NDVI (índice de vegetación de diferencia normalizada), brillo, compactación, distancia entre la coordenada «Y» y la parte superior de la escena, distancia entre la coordenada «X» y el borde derecho de la escena.

Para clasificar los hábitats de la zona de arena, se aplicó el valor de brillo de

los píxeles de los objetos mayores de 1000, para clasificar las masas de agua y los arroyos se utilizó el valor de brillo de los píxeles de los objetos menores de 100. Para la vegetación con influencia fluvial (Comunidades Aluviales) se aplicó un valor de compactación superior a 0,5. Para clasificar la vegetación con influencia fluviomarina (manglar) y apicum, se utilizaron las distancias entre las coordenadas «Y» y la parte superior de la escena y las distancias entre las coordenadas «X» y el borde derecho de la escena.

Para la clasificación de la Vegetación con Influencia Marina (Campos de Restinga) se aplicó el intervalo NDVI entre 0,2 y 0,45, para la vegetación con influencia marina (restinga arbustiva) se utilizó el intervalo NDVI entre 0,45 y 0,7. Para la vegetación con influencia marina (restinga forestal) se aplicó el valor de NDVI superior a 0,7 (Kux y Souza, 2012; Jeong *et al.*, 2016; Berhane *et al.*, 2018).

### 2.4.2 Clasificación basada en reglas con el software ENVI 5.6

Con base en Griffith y Hay (2018), el valor para la segmentación con el algoritmo Edge fue de 50 y el valor estipulado para Merge fue de 40. El algoritmo en la función Merge fue el Full Lambda Schedule, que funciona fusionando segmentos adyacentes con información espectral y espacial similar. Teniendo en cuenta el conjunto de atributos a disposición por el software, la clasificación consistió en establecer reglas a partir de los atributos espectrales, texturales y espaciales de los objetos. Para la clasificación se utilizaron las bandas espectrales del rojo, el infrarrojo medio y el infrarrojo cercano, el atributo espacial Roundness y el NDVI.

Para clasificar la zona de arena, se aplicó el valor medio de la banda del rojo superior a 1400, para las masas de agua y los arroyos se utilizó el valor del infrarrojo cercano inferior a 1850. Para la vegetación con influencia fluvial (comunidades aluviales) se aplicó un valor geométrico de redondez inferior a 0,20. Para la vegetación de influencia fluviomarina (manglar) se utilizó un valor del infrarrojo medio inferior a 1700 y para el apicum se utilizó el infrarrojo cercano de 1850 y 2000. La vegetación con influencia marina (campos de Restinga) se clasificó utilizando el intervalo NDVI entre 0,2 y 0,4. Para la Vegetación con Influencia Marina (Restinga Arbustiva) se utilizó el intervalo NDVI entre 0,4 y 0,7. Para la vegetación con influencia marina (restinga florestal) se aplicó un NDVI superior a 0,7 (Jeong *et al.*, 2016; Berhane *et al.*, 2018).

#### 2.4.3 Clasificación supervisada de muestras de entrenamiento con el software ENVI 5.6

La clasificación supuso la aplicación de un valor de 50 para la segmentación con el algoritmo Edge y un valor de entrada de 40 para la función Merge. El algoritmo elegido para la clasificación fue el K Nearest Neighbors (KNN) y para su funcionamiento se estableció el valor de entrada 3 para el conjunto de muestras (K). En los estudios de extracción de características con selección de muestras, se indica estipular valores de 3, 5 o 7 conjuntos de muestras a considerar en el funcionamiento del algoritmo KNN (Thanh Noi y Kappas, 2018). En este caso, el valor de entrada 3 fue satisfactorio para llevar a cabo el proceso de clasificación, con el fin de considerar la clase de los 3 objetos más cercanos al

objeto a clasificar. La selección de 100 muestras se realizó para cada clase de la cartografía y los atributos espectrales, texturales y espaciales fueron calculados y estipulados por el *software* a través de la función Auto Select Attributes.

#### 2.4.4 Validación de datos

El coeficiente Kappa se utilizó para cuantificar la precisión de la clasificación de los hábitats. El valor verdadero fue representado por 650 puntos arrojados sobre las dos escenas Landsat 8, con el apoyo de ArcGIS 10.5. Para el valor estimado se consideró la clasificación del hábitat. Este procedimiento se llevó a cabo para todas las clasificaciones producidas en el proyecto. El índice se presenta en la Figura 1.

$$K = \frac{K1 - K2}{1 - K2}$$

Figura 1. Ecuación del índice kappa  
Fuente: Silva de Araujo y Luchiari, 2016.

Donde «K» corresponde al valor kappa, «K1» corresponde a los puntos de clasificación concordantes y «K2» corresponde a la suma de las probabilidades de las clasificaciones concordantes aleatorias. Los valores obtenidos fueron analizados según Silva de Araujo y Luchiari (2016), donde «<0» corresponde a ninguna concordancia, 0 a «0,19» corresponde a poca concordancia, «0,20 a 0,39» corresponde a una concordancia razonable, «0,40 a 0,59» corresponde a una concordancia media, «0,60 a 0,79» corresponde a una concordancia considerable y «0,80 a 1,00» corresponde a una concordancia excelente.

#### 2.4.5 Cálculo de la superficie y la cobertura del hábitat

Con ArcGIS 10.5 se obtuvo el área (km<sup>2</sup>) de cada clase de hábitat y el área total de la clasificación de la imagen, que abarca la suma del área de todos los hábitats. Los datos utilizados para el cálculo procedían del método de clasificación que mostraba los valores más altos de precisión, por lo que el criterio de elección de los datos fue el valor Kappa obtenido por los mapeos. Para medir el

porcentaje de cobertura de cada clase, se dividió el valor del área del hábitat por el valor del área sumada de todas las clases. Del mismo modo, se midió la cobertura de los hábitats presentes en el perímetro del parque. Para ello, se han cruzado los datos de cobertura del hábitat y un archivo vectorial correspondiente a los límites administrativos del parque. A continuación, se calculó la proporción de cada hábitat bajo protección total en valores porcentuales.

### 3. Resultados y discusión

La aplicación de la técnica GEOBIA dio como resultado una cartografía detallada de los hábitats, en la que fue posible generar archivos vectoriales, mapas temáticos y árboles de decisión con los procedimientos y reglas para la cartografía de hábitats en imágenes de satélite. La ejecución de los *softwares* y los métodos de clasificación basada en reglas y clasificación basada en la selección de muestras presentó resultados de precisión favorables, indicando clasificaciones de considerable acuerdo y excelente acuerdo.

Las clasificaciones de hábitat de los periodos de alta y baja precipitación con el método basado en reglas con eCognition obtuvieron un valor Kappa de 0,87 y 0,81 respectivamente. Los mapeos correspondieron a productos cartográficos de excelente concordancia. Las clasificaciones de los hábitats de los periodos de alta y baja pluviosidad con el método Basado en reglas con ENVI obtuvieron el valor Kappa 0,68 y 0,60 respectivamente, correspondiendo ambos a productos cartográficos de considerable concordancia. Las clasificaciones de hábitats

en el periodo de alta y baja pluviosidad con el método basado en la selección de muestras obtuvieron un valor Kappa de 0,93 y 0,95 respectivamente, lo que corresponde a productos cartográficos de excelente concordancia. Los dos métodos y *software* de clasificación permitieron la extracción de clases con altos índices de precisión, siendo que el método de clasificación basado en la selección de muestras con ENVI presentó el mejor valor Kappa entre las clasificaciones.

Según la clasificación basada en la selección de muestras, en el periodo de alta pluviosidad, la cobertura cartografiada correspondió a 18408,21 km<sup>2</sup>, de los cuales 7106,30 km<sup>2</sup> de vegetación con influencia marina (restinga florestal), 4972,97 km<sup>2</sup> de masas de agua y arroyos, 3328,19 km<sup>2</sup> de vegetación con influencia marina (restinga arbustiva), 1418,34 km<sup>2</sup> de vegetación con influencia fluvial (comunidades aluviales), 589,70 km<sup>2</sup> de zonas de arena, 484,23 km<sup>2</sup> de vegetación con influencia fluvial (manglar), 329,10 km<sup>2</sup> de vegetación con influencia marina (campos de restinga)



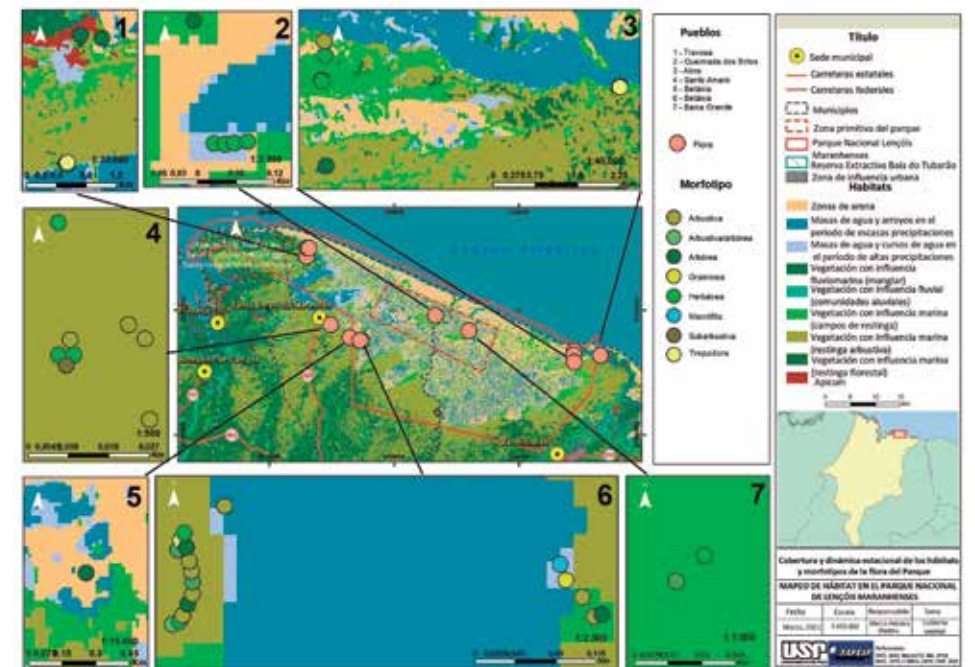
y 179,38 km<sup>2</sup> de apicum. Por su parte, en el periodo de baja pluviometría, la cobertura correspondió a 16172,96 km<sup>2</sup>, de los cuales 6368,42 km<sup>2</sup> de vegetación con influencia marina (restinga florestal), 4850,72 km<sup>2</sup> de masas de agua y arroyos, 2111,61 km<sup>2</sup> de vegetación con influencia marina (restinga arbustiva), 840,85 km<sup>2</sup> de vegetación con influencia fluvial (comunidades aluviales), 659,29 km<sup>2</sup> de zonas de arena, 650,68 km<sup>2</sup> de vegetación con influencia fluvial (manglar), 464 km<sup>2</sup> de vegetación con influencia marina (campos de restinga) y 227,26 km<sup>2</sup> de apicum.

Se han cartografiado 23 familias de plantas: *Fabaceae* (6), *Chrysobalanaceae* (5), *Melastomataceae* (3), *Anacardiaceae* (3), *Lamiaceae* (2), *Lytraceae* (2), *Myrtaceae* (2), *Poaceae* (2), *Ochnaceae* (2), *Sapotaceae* (2), *Rubiaceae* (1), *Apocynaceae* (1), *Combretaceae* (1), *Cyperaceae* (1), *Dilleniaceae* (1), *Humiriaceae* (1), *Malpighiaceae* (1), *Menyanthaceae* (1), *Nymphaeaceae* (1), *Passifloraceae* (1), *Portulacaceae* (1), *Rhizophoraceae* (1) y *Verbenaceae* (1). Los ejemplares presentaban 7 formas de vida —morfotipos—, siendo herbáceas (11), arbustivas (15), arbóreas (10), herbáceas (1), trepadoras (3), macrófitas acuáticas (1) y subarbustivas (1).

La cartografía de la cobertura y la dinámica estacional de los hábitats (Mapa 2) indicó que la región del PNLM contiene un ambiente biótico y abiótico diverso, compuesto por ocho tipos de hábitats y siete tipos de morfotipos, adaptados a ambientes de alta y baja disponibilidad de agua. Como verificado, la localización de los ejemplares y sus morfotipos se corresponde con los tipos de hábitat cartografiados. Además, la baja disponibilidad de agua de

los ambientes arenosos y la dinámica intermitente de las masas de agua y los arroyos influyen mucho en la relación espacial entre los morfotipos y los hábitats. Dichos ambientes están fuertemente influenciados por la presencia de zonas de arena, la hidrografía, los ambientes de transición fluvio-marinos y las fitofisonomías forestales en el interior y el oeste del estado de Maranhão. La cartografía y los datos de superficie (km<sup>2</sup>) muestran que, entre los meses de mayo y septiembre, el principal fenómeno de estacionalidad del hábitat en la región del PNLM corresponde a las alteraciones de masas de agua y arroyos.

Durante el periodo de bajas precipitaciones, las masas y cursos de agua perennes pierden parte de su extensión territorial, y las masas y cursos de agua se secan completamente, volviendo a la condición de inundación durante el periodo de altas precipitaciones. Este fenómeno condiciona la existencia de especies vegetales cartografiadas en zonas permanente o discontinuamente inundables. Durante el periodo de escasas precipitaciones, también se mapeo la pérdida de parte del follaje de las especies vegetales presentes en el hábitat de la vegetación con influencia marina (restinga florestal), evidenciado por la alteración de las áreas (km<sup>2</sup>) de restingas entre un periodo y el otro, justificado por el uso del NDVI que mide la biomasa de la vegetación. Este fenómeno es característico del ambiente de transición en el que se encuentra este hábitat, que incluye la fitofisonomía de bosque estacional semidecidual.



Mapa 2. Cobertura y dinámica estacional de hábitats y morfotipos de flora en el PNLM (MA)  
Fuente: Martins, 2021.

#### 4. Conclusiones

El método de clasificación supervisada de muestras de entrenamiento con el *software* ENVI demostró ser el más apropiado para comprender y mapear automáticamente la dinámica estacional de los hábitats, el algoritmo KNN de este método fue más efectivo que los métodos basados en reglas. La aplicación de los procedimientos de medición de las clases mapeadas indicó que los hábitats de la región forman patrones espaciales complejos y se presentan a menudo en un intercalados, especialmente en las zonas de transición entre las zonas de arena y el bosque que se encuentran en el interior del estado de Maranhão. Los datos generados también sirven de apoyo a las directrices de preservación y conservación del entorno

físico del parque, considerando que la zonificación ambiental del PNLM busca proteger coberturas representativas de los medios terrestres y acuáticos, incluyendo el hábitat, que tienen una función fundamental en la disponibilidad de medios posibles para la biodiversidad.

Cabe destacar que los hábitats de vegetación con influencia marina (restinga arbustiva), vegetación con influencia marina (restinga florestal), vegetación con influencia fluvial (comunidades aluviales), vegetación de influencia fluvio-marina (manglar), el apicum y las masas de agua y arroyos están poco representados dentro del PNLM. De hecho, solo los hábitats de zonas de arena y vegetación con influencia marina (campos de restinga) presentaban al

menos la mitad de la extensión territorial cartografiada inserta en un área legal de ámbito jurídico de la protección integral. Las zonas de arena presentaron la cobertura más protegida en una protección integral, con un 87 % de su cobertura cartografiada durante la estación seca

y un 93 % durante el periodo húmedo. A su vez, a pesar de ser el hábitat con mayor extensión territorial de la región, la restinga florestal se encuentra entre los hábitats menos protegidos bajo el régimen de protección, con solo el 1 % de su cobertura dentro del parque.

## Agradecimientos

A la Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo - FAPESP, por la financiación de la investigación nº 2020/08668-4.

## 6. Referencias

- AMARAL, YURI TEIXEIRA ET AL. (2019): «Landscape structural analysis of the Lençóis Maranhenses national park: implications for conservation». *Journal for Nature Conservation*, v. 51, p. 125725.
- ARAUJO, THIAGO DINIZ y FONSECA, E. L. (2016): «Análise multitemporal dos Lençóis Maranhenses entre 1984 a 2014 utilizando sensoriamento remoto orbital». *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 9, n. 1, p. 280-295.
- BERHANE, TEDROS M. ET AL. (2018): «Decision-tree, rule-based, and random forest classification of high-resolution multispectral imagery for wetland mapping and inventory». *Remote Sensing*, v.10, n. 4, p. 580.
- CORBANE, CHRISTINA ET AL. (2015): «Remote sensing for mapping natural habitats and their conservation status—New opportunities and challenges». *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, v. 37, p. 7-16.
- DE GIGLIO, MICHAELA, ET AL. (2019): «Comparison of pixel-and object-based classification methods of unmanned aerial vehicle data applied to coastal dune vegetation communities: Casal borsetti case study». *Remote Sensing*, 11:12: 1416.
- Griffith, David C. Y HAY, GEOFFREY J. (2018): «INTEGRATING GEOBIA, MACHINE LEARNING, AND VOLUNTEERED GEOGRAPHIC INFORMATION TO MAP VEGETATION OVER ROOFTOPS». *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 7:12: 462.
- ICMBIO (2002): «Plano de manejo do Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses-MA». *Brasília*. 242p.
- JEONG, SEUNG GYU ET AL. (2016): «Mapping riparian habitat using a combination of remote-sensing techniques». *International Journal of Remote Sensing*, v. 37, n. 5, p. 1069-1088.
- KUX, H. J. y SOUZA, U. D. (2012): «Object-based image analysis of WORLDVIEW-2 satellite data for the classification of mangrove areas in the city of São Luís, Maranhão State, Brazil». *ISPRS Ann. Photogramm Remote Sens. Spatial Inf. Sci.*, p. 95-100.
- RODRIGUES, MISAEL LIRA ET AL. (2019): «Vascular flora of Lençóis Maranhenses National Park, Maranhão State, Brazil: checklist, floristic affinities and phytophysiognomies of restingas in the municipality of Barreirinhas». *Acta Botanica Brasílica*, v. 33, n. 3, p. 498-516.
- SILVA DE ARAUJO, AGNES y LUCHIARI, AILTON (2016): «Elaboração de mapa de cobertura da terra intraurbana com base em análise baseada em objetos (OBIA) para inferências sobre o uso na cidade de Marília/SP». *Geografia*, v. 41, n. 2, p. 241-260.
- THANH NOI, PHAN y KAPPAS, MARTIN (2018): «Comparison of random forest, k-nearest neighbor, and support vector machine classifiers for land cover classification using Sentinel-2 imagery». *Sensors*, v. 18, n. 1, p. 18.
- USGS (2016): «Landsat 8 data users handbook». Department of the Interior US Geological survey, L5DS-1574.

## RECONSTRUCCIÓN PALEOBIOGEOGRÁFICA DE LA DISTRIBUCIÓN DE ABIES PINSAPO EN LA SERRANÍA DE RONDA A TRAVÉS DEL ANÁLISIS PEDOANTRACOLÓGICO

Rubén Pardo-Martínez<sup>1</sup>, José Gómez-Zotano<sup>2</sup> y José Antonio Olmedo-Cobo<sup>3</sup>

### Resumen

Este trabajo muestra los resultados obtenidos sobre la distribución pretérita de *Abies pinsapo* en el sur de España. Mediante la identificación taxonómica y la datación radiocarbónica de muestras de carbón vegetal recuperadas de suelos naturales, se pretenden solventar algunas de las incógnitas existentes en torno a la paleobiogeografía de este abeto relicto. Para ello se han realizado 43 sondeos pedológicos en diferentes localizaciones fisiográficas de la serranía de Ronda (cordillera Bética). Los resultados han posibilitado el hallazgo de cuatro antiguas poblaciones de abetal en distintos enclaves de la serranía de Ronda en los que este taxón está ausente en la actualidad. Las cronologías obtenidas permiten confirmar el papel que determinados relieves han desempeñado como refugios y corredores ecológicos durante los procesos migratorios del pinsapo y de extinción de poblaciones por el fuego. Estos resultados, junto con los derivados del resto de fuentes disponibles, pueden mejorar la gestión adaptativa de la especie en un contexto de cambio global.

**Palabras clave** *pinsapo, corredor ecológico, área de distribución, Holoceno, cordillera Bética*

### Abstract

Paleobiogeographic reconstruction of *Abies pinsapo* in the Serranía de Ronda through pedoantracological analysis

This work shows the results obtained on the past distribution of *Abies pinsapo* in southern Spain. By means of taxonomic identification and radiocarbon dating of charcoal samples recovered from natural soils, it is intended to solve some of the existing unknowns surrounding the paleobiogeography of this relict fir. For this, 43 pedological surveys have been carried out in different locations of the Serranía de Ronda (Baetic Mountain Range). The results have made possible the discovery of 4 ancient fir forest populations in different places of the Serranía de Ronda in which this taxon is currently absent. The chronologies obtained allow us to confirm the role that certain reliefs have played as refuges and ecological corridors during the migratory processes of Spanish fir and the extinction of populations by fire. These results, together with those derived from the rest of the available sources, can improve the adaptive management of the species in a context of Global Change.

**Keywords** *pinsapo, ecological corridor, distribution area, Holocene, Baetic Mountain Range*

<sup>1,2,3</sup>Departamento de Análisis Geográfico Regional y Geografía Física, Universidad de Granada.

<sup>1</sup>rubenpardo@ugr.es, <sup>2</sup>jpgzotano@ugr.es, <sup>3</sup>jaolmedo@ugr.es

## 1. Introducción

La comprensión de las causas distributivas y de las dinámicas de los sistemas biológicos constituye una tarea prioritaria de las disciplinas biogeográficas. Es por ello que las metodologías de corte paleoecológico se han erigido, desde hace décadas, como una herramienta altamente eficaz para, entre otras aplicaciones, determinar el origen de determinados taxones florísticos, conocer el impacto del ser humano sobre la vegetación y prever cómo pueden responder las especies vegetales a los cambios ambientales derivados del cambio climático (Willis y Bhagwat, 2010). Sin embargo, y a pesar de la enorme utilidad de este tipo de aproximaciones paleoecológicas, su aplicación aún no está muy extendida en el sur de España, territorio donde habitan multitud de especies arbóreas de gran singularidad ecológica y paisajística que presentan un acusado déficit desde el punto de vista paleobiogeográfico (Gómez-Zotano y Olmedo-Cobo, 2021).

Es el caso de *Abies pinsapo*, único abeto mediterráneo que habita de forma natural el sur de la península ibérica. Se trata, además, de una especie con una distribución muy fragmentada, cuyas poblaciones se circunscriben a tres núcleos disyuntos de la cordillera Bética: sierra de las nieves, sierra de grazalema y sierra bermeja. Un aislamiento geográfico que, unido a las constantes amenazas que lo asedian en forma de plagas, incendios forestales y modificación y pérdida de su hábitat, entre otras, ha motivado que esta singular conífera haya sido catalogada como especie amenazada en peligro de extinción (Bañares *et al.*, 2010).

En consecuencia, durante los últimos años se han desarrollado diferentes estrategias destinadas a la conservación, recuperación y sostenibilidad de este frágil 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. Se trata de acciones amparadas en los principios matemáticos derivados de las modelizaciones de distribución de especies, así como en las aportaciones de testimonios históricos, aproximaciones no exentas de imprecisiones que dificultan la reconstrucción de dinámicas ecológicas de amplia escala temporal. Ello se traduce en la consecución de una información paleoecológica incompleta que inevitablemente repercute de forma negativa en la gestión de la flora amenazada (Pardo-Martínez, 2020; Gómez-Zotano y Olmedo-Cobo, 2021).

No obstante, las posibilidades a la hora de estudiar ambientes pretéritos y obtener reconstrucciones de gran espectro temporal son múltiples (Willis y Bhagwat, 2010). En este trabajo se propone la implementación de una de las herramientas incluidas en esta categoría: la pedoantracología. El conocimiento paleobiogeográfico derivado de la investigación permitirá implementar nuevas medidas de acción encaminadas a la conservación y gestión de la especie.

## 2. Procedimiento metodológico

### 2.1. Ámbito de estudio

La investigación se desarrolla en la serranía de Ronda (cordillera Bética), un sistema montañoso que se extiende entre las provincias de Málaga, Cádiz y Sevilla. Presenta un notable gradiente altitudinal, siendo su punto más elevado el pico Torrecilla (1919 m s. n. m.). Esta circunstancia, unida a la enorme complejidad geológica del conjunto, donde aparecen litologías de los tres grupos de rocas fundamentales, motiva la existencia de un paisaje vegetal diverso (Gómez-Zotano y Olmedo-Cobo, 2021).

El estrato arbóreo aparece representado principalmente por especies como la encina, el alcornoque, el quejigo, el castaño, el pino resinero y el pinsapo. En menor proporción aparecen el pino carrasco, el madroño, el arce, el mostajo común y el tejo. Mientras tanto, en el estrato inferior se incluyen especies climáticas propias de los bosques orófilos, como la sabina y el enebro rastros, una notable orla de taxones integrantes de espinales preforestales, con majuelo, agracejo y rosál silvestre como principales tipos, además de matorrales de aulagas, tomillos, romeros y jaras (Pérez-Latorre *et al.*, 1998).

### 2.2. Metodología

Para llevar a cabo el estudio paleobiogeográfico de *Abies pinsapo* en la serranía de Ronda se ha utilizado la pedoantracología como metodología principal de trabajo. Concretamente, se ha adoptado el método propuesto por Carcaillet y Thion (1996) y Talon *et al.* (1998), y adaptado posteriormente por Cunill (2010), el cual consta de las siguientes etapas de trabajo:

- Trabajo de campo. Se han realizado 43 sondeos pedológicos repartidos en 27 localidades de muestreo (Figura 1). Tras la excavación, se ha procedido a la recogida de muestras de suelo (entre 3 y 15 kg por nivel de muestreo), así como a la realización de inventarios florísticos fitosociológicos para cada una de las localidades prospectadas.

- Análisis antracológico. Esta etapa se ha desarrollado en laboratorio, incluyendo las siguientes tareas:

- 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 bajo el microscopio.

- Cálculo y análisis de antracomasa. Los valores resultantes han sido expresados en mg/kg.

- Identificación taxonómica de los carbones seleccionados mediante el empleo de un microscopio óptico de luz reflejada y de una lupa binocular. El número máximo de carbones por cada nivel de muestreo ha oscilado entre 50 y 100 fragmentos.

- Datación radiocarbónica de 47 carbones de *Abies* sp. en los laboratorios especializados Poznan Radiocarbon Laboratory (Poznan, Polonia) y Alfred-Wegener-Institut (Bremerhaven, Alemania) y su posterior calibración con el programa Oxcal 4.4 y la base de datos IntCal20, 2 sigma (95 % probabilidad).

- Interpretación de la información antracológica.



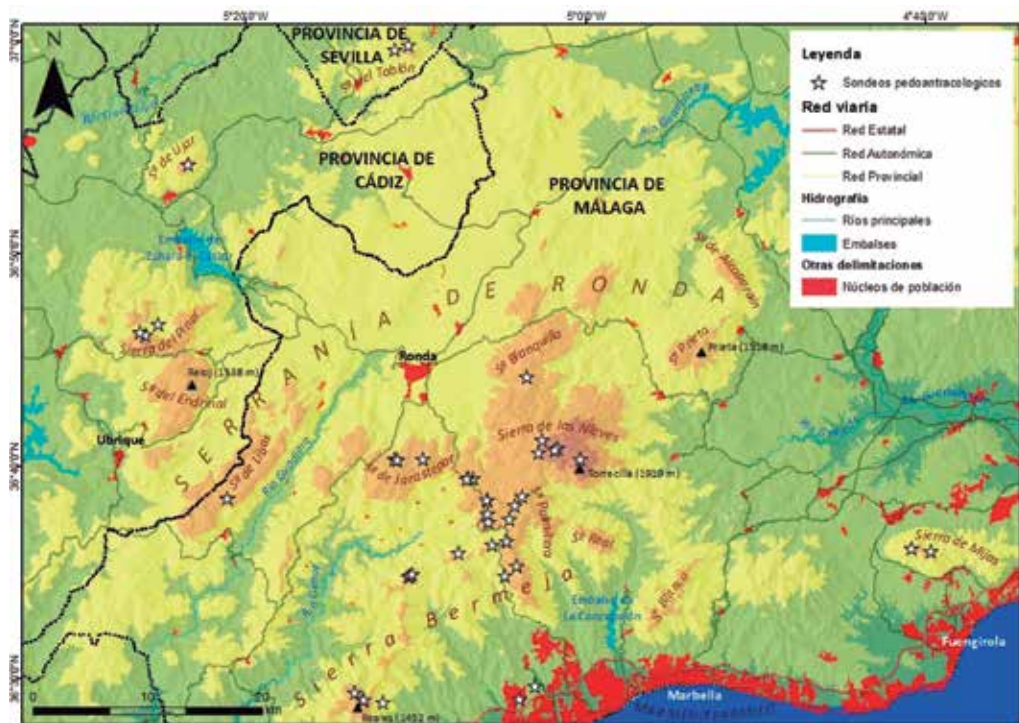


Figura 1. Ámbito de estudio.

Fuente: elaboración propia a partir de los Datos Espaciales de Referencia de Andalucía.

### 3. Resultados

Durante el transcurso de la investigación, iniciada en 2014, se ha analizado un total de 6977 carbonos. El 17,1 % de las muestras tratadas corresponde a carbonos indeterminados, es decir, fragmentos que no han podido ser identificados como consecuencia del mal estado de la madera carbonizada, ya sea por deformación, presencia de hongos y/o procesos de vitrificación.

Por su parte, en un 17,7 % de las muestras solamente se ha podido determinar su clasificación dentro de la categoría de angiospermas, mientras que

las gimnospermas representan el 3,9 % del total. El taxón más abundante es *Quercus*, con un 23,3 %, estando presente en 36 de los 43 sondeos realizados. Le siguen, en orden decreciente, *Pinus pinaster* (14,2 %), rosáceas (5,3 %), leguminosas (4,9 %), *Juniperus* sp. (3,8 %), labiáceas (3,3 %), *Pinus* sp. (2,5 %), *Abies* sp. (2 %) y *Cistus* sp. (1,7 %). Completan el registro taxonómico géneros como *Acer*, *Arbutus*, *Crataegus*, *Daphne*, *Erica*, *Fraxinus*, *Pistacia*, *Rhamnus*, *Salix* y *Taxus*, cada una de ellos con porcentajes inferiores al 1,5 % respecto del total.

Respecto al género *Abies*, este ha sido identificado en 10 localidades (Tabla 1). De ellas, 4 corresponden a paleopoblaciones de este género por haber

sido descubiertas en enclaves en los que este taxón no está presente actualmente.

Sondeo	Antracomasa total y especie de <i>Abies</i> (mg/kg)	Taxones identificados (gráfico porcentual)
Arroyo de los Lobos 2	8337 (8)	[Gráfico de barras con segmentos de colores]
Cañada de Enmedio	1039,4 (159,3)	[Gráfico de barras con segmentos de colores]
Fuenfría alta	651,7 (9,8)	[Gráfico de barras con segmentos de colores]
Jarastepar 2	9,3 (0,8)	[Gráfico de barras con segmentos de colores]
Los Reales 1	1965 (8,4)	[Gráfico de barras con segmentos de colores]
Los Reales 2	2115,2 (37,5)	[Gráfico de barras con segmentos de colores]
Palmitera 1	137379,3 (233,6)	[Gráfico de barras con segmentos de colores]
Puerto de los Valientes	475,7 (21,4)	[Gráfico de barras con segmentos de colores]
Sierra del Pinar 1	8285 (441,9)	[Gráfico de barras con segmentos de colores]
Sierra del Pinar 2	129,8 (10,2)	[Gráfico de barras con segmentos de colores]

Leyenda			
<i>Abies</i> sp.	<i>Pinus</i> sp.	Arbustos	[Color]
<i>Acer</i> sp.	<i>Pinus Pinaster</i>	Angiosperma	[Color]
<i>Arbutus unedo</i>	<i>Quercus</i> sp.	Gimnosperma	[Color]
<i>Erica</i> sp.	<i>Quercus caduco</i>	Indeterminado	[Color]
<i>Fraxinus</i> sp.	<i>Rhamnus</i> sp.	Leguminosa	[Color]
<i>Juniperus</i> sp.	Rosácea	<i>Salix</i> sp.	[Color]
<i>Lonicera</i> sp.	<i>Taxus baccata</i>	Labiácea	[Color]
<i>Quercus perenne</i>			[Color]

Tabla 1. Valores de antracomasa totales y específicos de *Abies* y taxones identificados para cada uno de los sondeos en los que este género ha sido hallado. Fuente: elaboración propia.



## 4. Discusión

El hallazgo de antiguas poblaciones de *Abies* permite confirmar una mayor área de distribución de *Abies pinsapo* en el pasado en el sur de la península ibérica (Figura 2). Este supuesto concuerda con las conclusiones de Linares (2011), autor que, a partir de la existencia de registros fósiles de un ancestro común, señaló la existencia de un extenso cinturón de abetos circunmediterráneos durante el Terciario. Sería durante el Oligoceno (30-25 Ma) cuando se produjera la fragmentación de esta población primigenia y la consecuente especiación alopatrica de esta.

Asimismo, diferentes estudios polínicos (Alba-Sánchez y López-Sáez, 2013; Alba-Sánchez *et al.*, 2018) confirman la presencia de antiguas poblaciones de *Abies* sp. en varios puntos del sur y este de la península ibérica. Por su parte, los principales modelos de distribución de especies (MDE) aplicados a *Abies pinsapo* (Alba-Sánchez *et al.* 2010; Alba-Sánchez y López-Sáez 2013; Gutiérrez-Hernández 2018), basados en pautas de idoneidad y regresiones multivariantes, establecieron diferentes grados de potencialidad de esta especie en montañas del sur y sureste de España, superando incluso el ámbito de la Serranía de Ronda (Sierras de Almirajá-Tejeda, Sierra Nevada, Sierras de Cazorla-Segura, Sierra de Aitana). Respecto al ámbito de estudio, estos modelos mostraban una elevada habitabilidad para el pinsapo en casi todo su territorio por encima de 800-1.000 m s. n. m., coincidiendo con buena parte del vasto dominio calizo y peridotítico que rodea a los actuales pinsapares refugiados en algunas

cumbres de la serranía rondeña. Dentro del área de elevada potencialidad descrita por estas modelizaciones se incluyen las cuatro paleopoblaciones de *Abies* sp. halladas mediante el estudio pedoantracológico. Por su parte, las primeras referencias documentales a los abetales datan del siglo XVII, tal y como atestiguan diversas ordenanzas municipales, así como los inventarios de maderas para abastecer a la Marina y para la construcción de viviendas (véase Gómez-Zotano y Olmedo-Cobo, 2021). Las alusiones al pinsapo se seguirían sucediendo con posterioridad a través de las Preguntas Generales y Particulares del Catastro de Ensenada y diversas referencias extraídas de los testimonios escritos de viajeros y naturalistas de los siglos XVIII al XX, recopiladas por Guzmán *et al.* (2013).

De esta forma, la información obtenida a partir del estudio pedoantracológico se suma a las aportaciones procedentes del resto de fuentes disponibles, otorgando una mayor precisión espacial (Carcaillet y Thinon, 1996). Los resultados muestran el importante papel que a lo largo del Holoceno desempeñarían localizaciones como Palmitera 1 y Fuenfría Alta (sierra Palmitera) y Jarastepar 2 (sierra de Jarastepar) durante el transcurrir migratorio del pinsapo en los primeros compases del Holoceno, así como en el Holoceno medio. Estos enclaves pudieron haber posibilitado tanto la conexión de las poblaciones de la sierra de las Nieves y sierra Bermeja, caso de Palmitera 1 y Fuenfría Alta, como las de la sierra de las Nieves y sierra de Grazalema, caso de Jarastepar

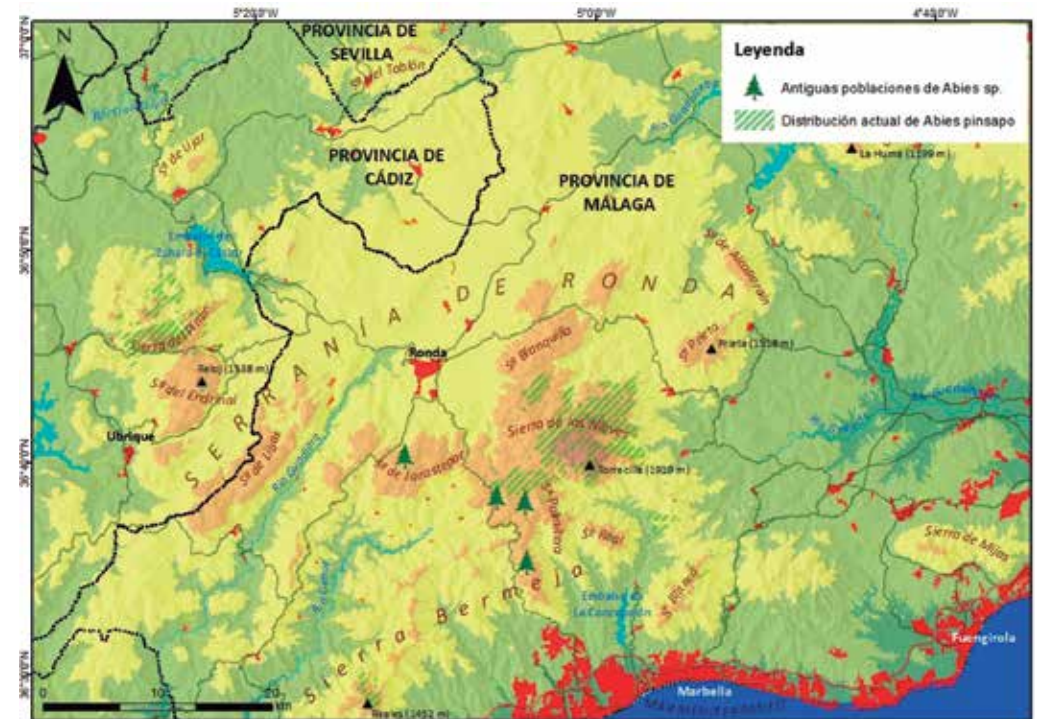


Figura 2. Antiguas poblaciones de *Abies* sp. halladas durante la investigación. Fuente: elaboración propia a partir de los Datos Espaciales de Referencia de Andalucía.

2. Así lo advierten las diferentes cronologías obtenidas, con edades muy próximas a 10 000 años cal BP, coincidiendo con el comienzo de la recuperación climática que tuvo lugar tras el Tardiglaciario (López y López, 1999). En ese momento se iniciaría la expansión de diferentes taxones, entre ellos *Abies pinsapo*, que encontraría su particular refugio en estos enclaves del sur peninsular. Durante este periodo previo al Neolítico en el sur peninsular, las señales paleoambientales revelan que las poblaciones cazadoras-recolectoras apenas influyeron en los ciclos de la vegetación natural. Es muy probable, por tanto, que los incendios que acontecieron durante los albores del Holoceno en estos antiguos refugios de *Abies pinsapo* pudieran obedecer a causas naturales en respuesta a

unas condiciones cada vez más cálidas y áridas en el sur peninsular (Jalut *et al.* 2000).

Durante el Neolítico aparece un total de ocho señales de incendios repartidas en tres de las cuatro localidades (Los Reales 1, Fuenfría Alta y Palmitera 1). En este caso, no se han encontrado registros de incendios neolíticos en Jarastepar 2, concentrándose todos ellos en el dominio ultramáfico del ámbito de estudio. Estos incendios podrían ser el resultado del progresivo aumento de la población en zonas costeras muy próximas a sierra Bermeja. Al mismo tiempo, la existencia de un poblamiento neolítico especialmente intenso (8000-6000 años cal BP) asociado a cavidades de origen kárstico (Romo *et al.* 2008) ayudaría a respaldar esta teoría.

Desde que finalizara el Neolítico (hace unos 5000 años), y hasta hace solo unos siglos, apenas se han detectado evidencias de incendios en el ámbito de estudio. Tan solo destacan dos episodios registrados en Los Reales 2, con antigüedades de 3516-3476 y 1832-1674 años cal BP, así como un último incendio milenar en el puerto de los Valientes (sierra de las Nieves), cuya edad ha sido fijada en 1030 años cal BP.

## 5. Conclusiones

Los resultados de la investigación han permitido: 1) conocer la extensión y distribución actual y potencial de *Abies pinsapo* a través de las fuentes de información disponibles y caracterizar geográfica y fitogeográficamente el ámbito de estudio; 2) determinar la extensión pretérita de *Abies pinsapo* mediante el análisis de carbones presentes en el suelo, aportando nuevos datos acerca de su área de distribución geográfica; 3) conocer la dinámica de los pinsapares durante el Holoceno, la naturaleza de las distintas perturbaciones (climáticas o antrópicas) y las etapas de sucesión hasta la reducción de su actual área de distribución; 4) validar, a partir de los registros fósiles de carbones encontrados, la veracidad de las fuentes históricas, los MDE y, sobre todo, las características de los hábitats naturales y nichos ecológicos que actualmente ocupa la especie, como base para su gestión conservacionista.

Los resultados obtenidos en la investigación, una vez contextualizados con aquellos derivados del resto de estudios geohistóricos, botánicos y pa-

durante los últimos siglos, tal y como reflejan diferentes fuentes documentales (véase Olmedo-Cobo *et al.* 2017; Gómez-Zotano y Olmedo-Cobo, 2021), vuelven a intensificarse las señales de incendios, especialmente a partir del siglo XVIII, quedando constancia de estos a través de 19 dataciones con antigüedades de entre 491-385 y 276-78 años cal BP.

leoambientales —esencialmente paleoclimáticos—, pueden resultar esenciales como base para el desarrollo de una estrategia de preservación y regeneración del abeto andaluz. Estas nuevas posibilidades de gestión conservacionista pueden aplicarse tanto en los enclaves donde persiste *Abies pinsapo* en la actualidad, como en aquellos otros en los que se ha establecido que existe una elevada potencialidad para que habite la especie a partir de modelos de idoneidad y regresiones multivariadas.

Por todo ello, los esfuerzos futuros deberán encaminarse hacia la transferencia de los resultados de la investigación a las administraciones públicas y a empresas privadas con competencias en la gestión de este emblemático recurso forestal; la propuesta de un modelo de conectividad ecológica de los pinsapares podría ser una herramienta de trabajo efectiva para la preservación futura del pinsapo y los pinsapares a través de su reconstrucción paleobiogeográfica.

## Agradecimientos

Los resultados de esta investigación forman parte del contrato predoctoral FPU (Formación de Profesorado Universitario) (Ref. 18/03023) financiado por el Ministerio de Educación del Gobierno de España, y de los proyectos de investigación PALEOPINSAPO (CSO2017-83576-P), Med-Refugia (Ref. RTI2018-101714-B-I00), Oromed-Refugia (Ref. P18-RT-4963) y Relic-Flora 2 (Ref. B-RNM-404-UGR18).

## 6. Referencias

- ALBA-SÁNCHEZ, F., LÓPEZ-SÁEZ, J. A., BENITO, B., LINARES, J. C., NIETO-LUGILDE, D. y 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. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00636.x>
- ALBA-SÁNCHEZ, F. y LÓPEZ, J. A. (2013): «Paleobiogeografía del pinsapo en la Península Ibérica durante el Cuaternario», en López-Quintanilla, 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, pp. 33-52.
- ALBA-SÁNCHEZ, F., ABEL-SCHAAD, D. y LÓPEZ-SÁEZ, J. A. (2018): «Paleobiogeografía de *Abies* spp. y *Cedrus atlantica* en el Mediterráneo occidental (península ibérica y Marruecos)», *Revista Ecosistemas*, 27, 26-37. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1441>
- BAÑARES, Á., BLANCA, G., GÜEMES, J. MORENO, J. C. y ORTIZ, S. (2010): *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculosa Amenazada de España. Adenda 2010*. Madrid, Dirección General de Medio Natural y Política Forestal - Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas.
- CARCAILLET, C. y Thion, M. (1996): «PEDOANTHROLOGICAL CONTRIBUTION TO THE STUDY OF THE EVOLUTION OF THE UPPER TREELINE IN the Maurienne Valley (North French Alps): methodology and preliminary results», *Rev. Palaeobot. Palynol.*, 91, 339-416. [https://doi.org/10.1016/0034-6667\(95\)00060-7](https://doi.org/10.1016/0034-6667(95)00060-7)
- 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*. Tesis Doctoral, Universidad Autónoma de Barcelona.
- GÓMEZ-ZOTANO, J. y OLMEDO-COBO, J. A. (2021): *Los bosques de la Serranía de Ronda. Una perspectiva espacio-temporal*. Cádiz, Editorial 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. <https://doi.org/10.21138/bage.2532>
- GUZMÁN, J. R., CATALINA, M. A., NAVARRO-CERRILLO, R.F., LÓPEZ-QUINTANILLA, J. y SÁNCHEZ, R. (2013): «Los paisajes del pinsapo a través del tiempo», en López, J. (Ed.): *Los Pinsapares en Andalucía: Conservación y sostenibilidad en el siglo XXI*. Sevilla, Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, pp. 111-158.
- JALUT, G., AMAT, A. E., BONNET, L., GAUQUELIN, T. y FONTUGNE, M. (2000): «Holocene climatic changes in the Western Mediterranean, from south-east France to south-east Spain», *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 160, 255-290. [https://doi.org/10.1016/S0031-0182\(00\)00075-4](https://doi.org/10.1016/S0031-0182(00)00075-4)
- 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. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2699.2010.02458.X>

LÓPEZ, P. y LÓPEZ, J. A. (1999): «Rasgos paleoambientales de la transición Tardiglaciario-Holoceno (16-7.5 ka BP) en el Mediterráneo ibérico, de Levante a Andalucía», en Aguirre, E. (Ed.): *Geoarqueología i Quaternari litoral*. Universitat de Valencia, pp. 139-152.

OLMEDO-COBO, J. A., CUNILL-ARTIGAS, R., MARTÍNEZ-IBARRA, E., y GÓMEZ-ZOTANO, J. (2017): «Paleoecology of *Abies* sp. in Sierra Bermeja (southern Iberian Peninsula) during the mid-Holocene from a pedoanthracological analysis», *Bosque*, 38(2), 259-270. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002017000200004>

PARDO-MARTÍNEZ, R. (2020): «La pedoantracología en España: una revisión bibliográfica», *Pirineos*, 175, e059. <https://doi.org/10.3989/pirineos.2020.175009>

PÉREZ-LATORRE, A. V., NAVAS, P., GIL, D. y CABEZUDO, B. (1998): «Datos sobre flora y vegetación de la Serranía de Ronda (Málaga, España)», *Acta Botánica Malacitana*, 23, 149-191.

ROMO, J. L., GÓMEZ-ZOTANO, J., TORRES-DÍAZ, J. I. y TORRES-DÍAZ, G. (2008): «Exploraciones subterráneas en el Karst de la Utrera (Casares, Málaga)», en *VV.AA. II Congreso Andaluz de Espeleología*, Priego de Córdoba, pp. 89-113.

TALON, B., CARCAILLET, C. y THINON, M. (1998): «Études pédoanthracologiques des variations de la limite supérieure des arbres au cours de l'Holocène dans les Alpes françaises», *Géographie Physique et Quaternaire*, 52, 195-208.

WILLIS, K.J. y BHAGWAT, S.A. (2010): «Questions of importance to the conservation of biological diversity: answers from the past», *Climate of the Past*, 6, 759-769. <https://doi.org/10.5194/cp-6-759-2010>

## DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA, ESTRUCTURA Y DINÁMICA DEL SABINAR COSTERO EN CATALUÑA

Josep Pintó<sup>1</sup> y Carla García-Lozano<sup>2</sup>

### Resumen

Se ha estudiado la presencia de la sabina costera (*Juniperus turbinata* Guss.) en el litoral catalán, su distribución geográfica a una escala de detalle, y la estructura del sabinar costero (*Juniperetum lyciae* Molinier ex O. Bolòs 1967) de la punta de la Creueta (Tarragona), su clasificación fitosociológica y los factores que condicionan su dinámica actual.

Estos sabinares muestran preferencia por los depósitos eólicos de arena, a pesar de que se encuentran individuos aislados también sobre un substrato rocoso de calcarenita. Fitosociológicamente se encuadran en la asociación *Juniperetum lyciae*, aunque faltan las especies características de la alianza y la asociación. Debido a la intensa urbanización de las zonas próximas, el sabinar costero soporta una elevada frecuentación humana, que provoca la compactación y la erosión del manto eólico de arena que le sirve de substrato, además de la competencia con especies como los pinos y el lentisco que ponen en riesgo su conservación a medio plazo.

**Palabras clave** sabinar costero, *Juniperus turbinata*, punta de la Creueta, costa catalana

### Abstract

Geographical distribution, structure and dynamics of the coastal juniper in Catalonia

The presence of the coastal juniper (*Juniperus turbinata* Guss.) on the Catalan coast has been studied. Its geographical distribution at a detailed scale, and the structure of the coastal juniper (*Juniperetum lyciae* Molinier ex O. Bolòs 1967) from Punta de la Creueta (Tarragona), its phytosociological classification and the factors that condition its current dynamics have been also explained.

These junipers show a preference for sand aeolian deposits, despite the fact that isolated individuals are also found on a rocky substratum of calcarenite. Phytosociologically they fit into the *Juniperetum lyciae* association, although the characteristic species of the alliance and the association are lacking. Due to the intense urbanization of the nearby areas, the coastal juniper supports high human frequentation, which causes the compaction and erosion of the sand aeolian mantle that serves as a substrate, in addition to competition with species such as pines and mastic that they put their conservation at risk in the medium term.

**Keywords** coastal juniper, *Juniperus turbinata*, Punta de la Creueta, Catalan coast

<sup>1,2</sup>Laboratori d'Anàlisi i Gestió del Paisatge (LAGP)/Universitat de Girona

<sup>1</sup>josep.pinto@udg.edu, <sup>2</sup>carla.garcia@udg.edu



## 1. Introducción

El sabinar litoral es una comunidad de distribución mediterránea y macaronésica que forma matorrales altos o pequeños bosquetes en el límite interior de la playa, a menudo sobre mantos eólicos que dicha maquia contribuye a fijar. En las costas peninsulares el sabinar está bien representado en varios puntos de la costa andaluza y del litoral meridional portugués (Cámara *et al.*, 2013), mientras que casi ha desaparecido en las costas valenciana y catalana. En las islas Baleares el sabinar está muy bien representado en la costa meridional de Menorca, en puntos de la isla de Mallorca así como en Ibiza y Formentera. Por lo que respecta al archipiélago canario el sabinar se distribuye por todas las islas a excepción de Lanzarote y Fuerteventura.

Por lo que se refiere a la clasificación taxonómica de la sabina, trabajos realizados desde finales del siglo XX hasta comienzos del siglo actual por parte principalmente de Boratinsky *et al.* (2009), Mazur *et al.* (2010) y Adams *et al.* (2013) han establecido la diferenciación entre la sabina de montaña (*Juniperus phoenicea* L.) y la sabina litoral (*Juniperus turbinata* Guss.) como especies distintas. Los caracteres utilizados para tal diferenciación han sido la presencia del tanino prodelphinidina en las hojas, el tamaño del gábulos y el número de semillas que contiene. Así se estableció que *Juniperus turbinata* Guss. se separaba de *J. phoenicea* por la ausencia de la prodelphinidina en las hojas y por tener unos gábulos de mayor tamaño pero con un número de semillas menor (3-6). Lebreton y Thivend (1981) anteriormente

habían identificado el taxón *J. phoenicea* subsp. eu-mediterranea a partir de ejemplares recolectados en Cerdeña, nombre que fue considerado posteriormente como sinónimo de *J. turbinata* por Farjon (2005) y Adams (2011). Por su parte Mazur *et al.* (2016) establecieron que *J. phoenicea* i *J. turbinata* además de diferenciarse claramente por las tres características morfológicas comentadas, muestran también unas preferencias ecológicas distintas: *J. phoenicea* se distribuye solamente por el sudoeste de Europa, en la montaña media, bajo climas submediterráneos y montanos con precipitaciones de 600 mm anuales o superiores, mientras que *J. turbinata* está ampliamente extendida por todo el litoral mediterráneo, en climas mediterráneos litorales y con precipitaciones más escasas: entre 400-600 mm. Posteriormente Romo y Salvà-Catarineu (2013) y Salvà-Catarineu *et al.* (2021) han establecido con precisión los nichos climáticos que cada especie ocupa y cómo estos podrían verse afectados por el calentamiento global. Actualmente, por tanto, el complejo *Juniperus phoenicea* se divide en tres especies distintas: la sabina de montaña (*Juniperus phoenicea* L.), la sabina litoral (*Juniperus turbinata* Guss.) y la sabina canaria (*Juniperus canariensis* Guyot in Mathou & Guyot).

Por lo que se refiere al sabinar como comunidad esta se clasificó inicialmente en la alianza oleo-ceratonion tomando como referencia los sabinares de las islas del Mediterráneo occidental para posteriormente ser asignada a la alianza *Juniperion turbinatae* (Rivas-Martínez *et*

*al.*, 2001) en la que se han diferenciado diversas asociaciones de sabinar de marcado carácter territorial.

En la costa catalana el sabinar litoral se supone que nunca debió estar muy bien representado aunque en la actualidad ha desaparecido casi en su totalidad. El área de la distribución actual de *Juniperus turbinata* Guss. es muy reducida (ver Figura 1), y solo forma auténticos sabinares en una localidad (Punta

de la Creueta, Tarragona), estando su supervivencia amenazada por la frecuentación humana de la línea de costa.

Los objetivos de este trabajo por tanto se circunscriben a un estudio de detalle de la distribución de *Juniperus turbinata* Guss., y la adscripción taxonómica, composición florística, estructura y dinámica del sabinar relicto de la Punta de la Creueta.

## 2. Métodos

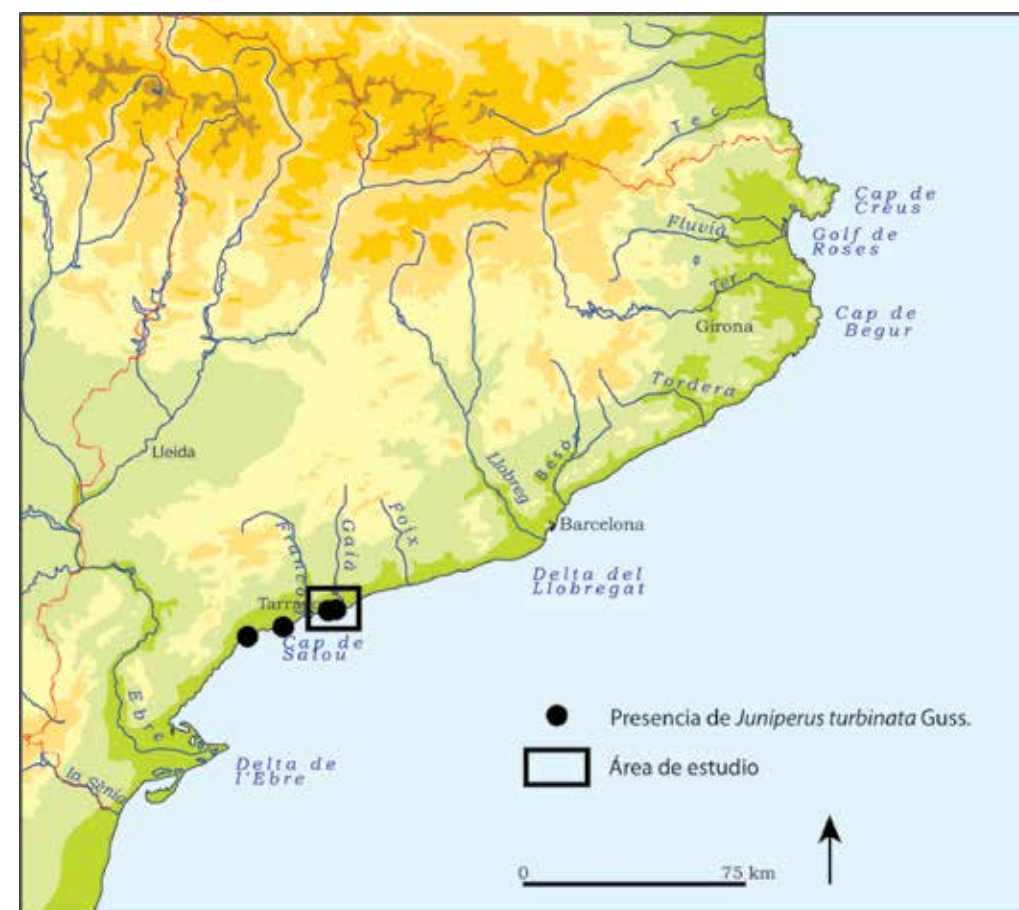


Figura 1. Localización de *Juniperus turbinata* Guss. en la costa catalana y área de estudio.



## 2.1. Área de estudio

El área de estudio comprende un sector litoral de la costa Dorada de casi 4 km de longitud situado al norte de la ciudad de Tarragona, entre las playas Llarga y de Tamarit, en el cual se localiza el sabinar relicto de la Punta de la Creueta, objeto de este estudio (Figura 1).

Se trata de un sector costero rocoso de baja altura modelado en calcarenitas arrecifales, biomicritas y bioruditas del Mioceno medio-superior (ICGC, 2007). El clima es del tipo mediterráneo litoral, con una temperatura media anual de 16 °C y una precipitación anual de 550 mm según los datos del observatorio más próximo (Aemet, 2021). Entre los acantilados se intercalan pequeñas playas y calas de arena que de norte a sur son: playa de la Mora, cala Becs y cala Fonda.

Es una costa eminentemente turística en la cual se ha desarrollado el núcleo de población de la Mora, constituido por una extensa urbanización de baja densidad. Tanto en la playa de Tamarit como en la playa Llarga se ha permitido la instalación de cámpines que limitan y ocupan en parte el ya de por sí disminuido cordón dunar existente en esas playas.

El sabinar relicto objeto de este estudio se sitúa en el extremo sur del tramo rocoso, en la punta de la Creueta, colonizando un manto de arena escalante de génesis eólica alimentado por los sedimentos arenosos procedentes de la playa Llarga. Tanto el sabinar como una estrecha faja de tierra que bordea la costa, desde la punta de la Creueta hasta la playa de Tamarit, forman parte del Espacio de interés natural «tamarit-punta de la mora-costes del tarragonès» incluido en la red Natura 2000.

## 2.2. Materiales

El trabajo de campo se efectuó durante los meses de abril y mayo de 2021. Para la cartografía de detalle de la presencia de la sabina se siguió un transecto paralelo a la línea de costa desde la playa de Tamarit hasta la playa Llarga siguiendo el sendero costero «camí de Ronda» el cual transita por la cornisa de los acantilados y desciende en cada playa. En la zona de la punta de la Creueta, el sabinar está compuesto por centenares de ejemplares y es aquí donde para el análisis de la composición florística, la estructura de la comunidad y su dinámica se efectuaron 10 inventarios de 25 m<sup>2</sup> siguiendo el método de Braun-Blanquet. Con los datos obtenidos se ha confeccionado una tabla sintética (Tabla 1) de la composición florística en la que se indica mediante números romanos el grado de presencia de cada especie en el conjunto de los inventarios según el criterio siguiente:

### II especie presente en 20,1 – 40 % de los inventarios

III «	« en 40,1 – 60 % «	«
IV «	« en 60,1 – 80 % «	«
V «	« en 80,1 – 100 % «	«

No se han anotado en la lista sintética las especies presentes en menos del 20 % de los inventarios. En números arábigos se ha indicado la abundancia de la especie en la comunidad, calculada a partir de la media aritmética de la cifra de abundancia-dominancia obtenida según el método de Braun-Blanquet, dicha cifra solo se ha representado en los casos en que la media era superior a 1.

También se ha hecho constar, si era el caso, la adscripción de las especies

a los grupos fitocenológicos (clase, orden, alianza, asociación) utilizados en la tipología fitosociológica de la vegetación mediante las siguientes abrevia-

turas: car. clas.: característica de clase; car. ord.: característica de orden; car. al.: característica de alianza; car. ter.: característica territorial de asociación.

## 3. Resultados y discusión

Se encontraron ejemplares dispersos de sabina en todo el transecto, desde la playa de Tamarit hasta la playa Llarga, tanto sobre substrato rocoso como en el límite interior de las playas, en contacto con las comunidades arbustivas y arbóreas de la serie del encinar litoral. En ningún caso la sabina llegaba a constituir una comunidad propia sino que formaba parte como especie acompañante de la maquia de lentisco que constituye el margen arbustivo de los pinares litorales, sobre todo sobre roquedos cercanos a la línea de costa. Solamente en la punta de la Creueta el sabinar pasaba a ser una de las especies dominantes del paisaje vegetal y adquiría rasgos de comunidad propia (ver Figura 2).

La Tabla 1 muestra la composición florística del sabinar en la que se observa el predominio de los fanerófitos y caméfitos y la pobreza en especies herbáceas en contraposición a los sa-

binars de Doñana donde predominan los taxones herbáceos (Bejarano *et al*, 2014). Destaca la presencia de alguna especie psammófila como *Ammophila arenaria* y *Ononis ramosissima* sin duda debido a que en el sector de la punta de la Creueta el sabinar coloniza un manto eólico de arena procedente de la playa Llarga y que debió ser ocupado, al menos inicialmente, por un cortejo de especies psammófilas de las cuales aún quedan vestigios una vez la duna ha sido fijada por los pinos y las mismas sabinas.

Es en el manto forestal marginal, donde la sabina muestra una mayor vitalidad y un recubrimiento del suelo superior al 80 %, poniendo de manifiesto su carácter heliófilo ya observado anteriormente por otros autores (Asensi *et al*, 2007). Sin embargo en los lugares donde convive bajo un dosel arbóreo de *Pinus halepensis* y/o *Pinus pinea* su vitalidad y recubrimiento del suelo dis-



Figura 2. Cartografía de la presencia de la sabina litoral en el área de estudio.

Especie	Presencia	Característica
<i>Pinus halepensis</i>	V-4	car. ord.
<i>Juniperus turbinata</i>	IV-3	car. ord. y territ.
<i>Pistacia lentiscus</i>	III	car. ord.
<i>Cistus salviifolius</i>	II	
<i>Pinus pinea</i>	II	
<i>Helichrysum stoechas</i>	II	
<i>Rubia peregrina</i>	II	car. ord.
<i>Ammophila arenaria</i>	I	
<i>Anthyllis cytisoides</i>	I	
<i>Asparagus acutifolius</i>	I	car. clas.
<i>Asparagus horridus</i>	I	car. ord.
<i>Brachypodium retusum</i>	I	
<i>Dorycnium hirsutum</i>	I	
<i>Halimium halimione</i>	I	car. ord.
<i>Juniperus oxycedrus</i> subsp. <i>oxycedrus</i>	I	
<i>Ononis ramosissima</i>	I	
<i>Rosmarinus officinalis</i>	I	
<i>Smilax aspera</i>	I	car. clas.
<i>Teucrium polium</i>	I	
<i>Thymelaea hirsuta</i>	I	

Tabla 1. Tabla sintética de la composición florística del sabinar costero de la punta de la Creueta.

minuyen notablemente viéndose perjudicada por la competencia con los pinos, hecho que según Saez *et al* (2010) aumenta su vulnerabilidad.

Parece ser que la sabina también muestra una mayor preferencia por el substrato arenoso de los mantos eólicos ya que la mayoría de individuos de la especie se encuentran sobre las dunas, siendo casi siempre individuos aislados los que se han hallado colonizando un substrato más compacto como el constituido por calcarenitas.

Por lo que se refiere a la clasificación fitosociológica del sabinar de la Punta de la Creueta, su composición florística (ver Tabla 1) lo aleja de los sabinares del litoral meridional peninsular. Faltan las especies características de la alianza *Juniperion turbinatae*, encontrándose solo algunas especies diagnóstico del orden y la clase. Bolòs (1967) asignó los fragmentos de sabinares de las costas catalano-valencianas a la asociación *Juniperetum lyciae* Molinier 1953, descrita para los sabinares provenzales, sardos

y baleáricos, aunque los sabinares catalano-valencianos no poseen especies características de la asociación más allá de *Juniperus turbinata* que lo sería pero territorial. A la espera de nuevos estudios la clasificación fitosociológica de este sabinar sería la siguiente:

-Clase *Quercetea ilicis* Br.-Bl. ex A. & O. Bolòs 1950

-Orden *Pistacio lentisci-Rhamnetalia alaterni* Rivas-Martínez 1975

-Alianza *Juniperion turbinatae* Rivas-Martínez 1975 corr. 1987

- Asociación *Juniperetum lyciae* Molinier ex O. Bolòs 1967

Desde el punto de vista de la dinámica espacial de la vegetación el sabinar más denso se encuentra formando una orla arbustiva en el reverso de los acantilados (Figura 3), donde la acumulación de arena no es muy gruesa y el aerosol salino debido a la proximidad al mar limita el crecimiento de *Pinus halepensis* que adopta formas aerodinámicas. A medida que el grosor del manto de arena y la distancia al mar aumentan, disminuye la presencia de la sabina y los pinos forman un estrato arbóreo casi continuo.

El sabinar se encuentra amenazado por varios factores concurrentes en el espacio litoral que ocupa. Por un lado está la competencia vegetal natural con *Pinus halepensis* y *Pinus pinea*, que provocan una disminución de la vitalidad y la densidad de individuos de sabina. Por otro, la erosión del manto de arena debido al pisoteo derivado de la alta frecuentación humana que soporta dicho espacio, principalmente en la temporada turística, facilita la acción del viento en la creación de pasillos de deflación

eólica y *blowouts* que impiden la colonización vegetal (ver Figura 4). También ejercen una influencia negativa el vertido de residuos debidos a la frecuentación del espacio y la introducción de especies alóctonas.



Figura 3. Orla arbustiva formada por *Juniperus turbinata* Guss. en la punta de la Creueta (Tarragona).

A estos factores que conducen a una disminución del área ocupada por el sabinar se debe añadir el hecho de la poca habilidad de *Juniperus turbinata* para colonizar nuevos lugares, quizás debido a que según Otto *et al* (2020), el principal agente dispersor de las semillas de *Juniperus* son algunas especies de lagartija y solo marginalmente alguna ave. En consecuencia, la mayoría de semillas se dispersan en torno a los individuos adultos viéndose las plántulas beneficiadas por su presencia (Minissalle y Sciandrello, 2013) y siendo incierto el éxito de una dispersión más lejana. El resultado de la concurrencia de los factores descritos es la disminución del área ocupada por la sabina y la expansión de los pinos y de otras especies procedentes de las maquias litorales como *Pistacia lentiscus*, *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* y *Smilax aspera*.



Figura 4. Pasillo de deflación eólica en el sabinar de la punta de la Creueta (Tarragona).  
Fuente: J. Pintó.

#### 4. Conclusiones

La cartografía de detalle de la distribución de *Juniperus turbinata* Guss. en el área de estudio muestra una dispersión a lo largo de toda la costa pero de individuos aislados o pequeños grupos que no llegan a crear un hábitat propio, excepto en la punta de la Creueta donde se conserva una población de varios centenares de individuos.

La composición florística de este sabinar está integrada por especies en su mayoría procedentes de los matorrales mediterráneos heliófilos y de los encinares litorales, faltando especies propias de la alianza fitosociológica en la cual se clasifica.

La competencia con *Pinus halepensis*, *Pinus pinea* y *Pistacia lentiscus* es perjudicial para la sabina, hecho que junto a la alta frecuentación humana del espacio y la erosión del substrato supone una seria amenaza a su conservación en un futuro a medio plazo.

#### Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado gracias a la financiación otorgada por el Ministerio de Ciencia e Innovación y los fondos FEDER al proyecto «Gestión Integrada de la Zona Costera 2.0: Herramientas para Implementar el Enfoque Ecosistémico en la Gestión de Playas», Referencia: RTI2018-095677-B-1

#### 5. Referencias

- ADAMS, RP. (2011). *The Junipers of the world: The genus Juniperus*. Victoria BC: Trafford.
- ADAMS, RP., BORATINSKY, A., ARISTA, M., SCHWARZBACH, AE., LESCHNER, H., LIBER, Z., MINISSALE, P., MATARACI, T. Y MANOLIS, A. (2013). «Analysis of *Juniperus phoenicea* from throughout its range in the Mediterranean using DNA sequence data from nrDNA and petNpsbM: The case for the recognition of *J. turbinata* Guss.». *Phytologia*, 95, 202–209.
- Aemet (2021): *Servicios climáticos. Datos climatológicos*. www.aemet.es. Consulta 15 Octubre 2021.
- Asensi, A., Díez-Garretas, B. y Quézel, P. (2007). «Plant communities of *Juniperus turbinata* Guss. subsp. *turbinata* in the Mediterranean region. A biogeographical, bioclimatical and syntaxonomical survey». *Phytocoenologia*, 37 (3-4), 599-623.
- BEJARANO, R., ROMO, A. y SALVÀ, M. (2014). «Fitodiversidad del sabinar de *Juniperus turbinata* Guss. del Parque Nacional de Doñana», en Cámara, R., Rodríguez, B. y Muriel, J. L. (eds.). *Biogeografía de sistemas litorales. Dinámica y conservación*, 193-196. Sevilla: Univ. de Sevilla.
- BOLÒS, O. (1967). «Comunidades vegetales de las comarcas próximas al litoral situadas entre los ríos Llobregat y Segura». *Memorias de la Real Academia de Ciencias y Artes de Barcelona*, Vol. XXXVIII, 1. Barcelona.
- BORATYŃSKI, A., LEWANDOWSKI, A., BORATYŃSKA, K., MONTSERRAT, J. M. y ROMO, A. (2009). «High level of genetic differentiation of *Juniperus phoenicea* (Cupressaceae) in the Mediterranean region: Geographic implications». *Plant Systematics and Evolution*, 277, 163–172.
- CÁMARA, R., DÍAZ DEL OLMO, F. y BORJA, C. (2013). «Muestreo en transecto de formaciones vegetales de fanerófitos y caméfitos (MIFC) (II): estudio de los sabinares de la Reserva Biológica de Doñana (RBD) (España)». *Estudios Geográficos*, Vol. LXXIV, 274, 89-114.
- FARJON, A. (2005). *A monograph of Cupressaceae and Sciadopitys*. Kew: Royal Botanical Gardens.
- ICGC (Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya) (2007). *Base de dades geològiques 1:50.000. Barcelona: Generalitat de Catalunya*.
- LEBRETON, P. y THIVEND, S. (1981). «Sur une sous-espece du genévrier de phénicie *Juniperus phoenicea* L. définie a partir de criteres biochimiques». *Naturalia Monspeliensia*, ser. Bot., 47, 1-12.
- MAZUR, M., KLAJBOR, K., KIELICH, M., SOWINIŃSKA, M., ROMO, A., MONTSERRAT, J. M. y BORATYŃSKI, A. (2010). «Intra-specific differentiation of *Juniperus phoenicea* in the western Mediterranean region revealed in morphological multivariate analysis». *Dendrobiology*, 63, 21–31.
- MAZUR, M., MINISSALE, P., SCIANDRELLO, S., & BORATYŃSKI, A. (2016). «Morphological and ecological comparison of populations of *Juniperus turbinata* Guss. and *J. phoenicea* L. from the Mediterranean region». *Plant Biosystems*, 150, 313–322.
- MINISSALE P. y SCIANDRELLO, S. (2013). «A relic wood of *Juniperus turbinata* Guss. (Cupressaceae) in Sicily: Structural and ecological features, conservation perspectives». *Plant Biosystems*, 147, 145–157.



Otto, R., Krüsi, B. O., DELGADO, J. D., FERNÁNDEZ-PALACIOS, J. M., GARCÍA DEL REY, E. y ARÉVALO, J. R. (2010). «Regeneration niche of the Canarian juniper: The role of adults, shrubs and environmental conditions». *Ann. For. Sci.*, 67(709), 1-9.

RIVAS-MARTÍNEZ, S., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F., LOIDI, J., LOUSA, M. y PENAS, A. (2001). «Syntaxonomical checklist of vascular plant communities of Spain and Portugal to association level». *Itinera Geobotanica*, 14, 5-341.

ROMO, A. y SALVÀ-CATARINEU, M. (2013). «La phytodiversité dans les rémanents de la forêt endémique de genévrier d'El Hierro, îles Canaries». *Ecologia Mediterranea*, 39, 191-199

SAEZ, LL., AYMERICH, P. Y BLANCHÉ, C. (2010). *Llibre vermell de les plantes endèmiques i amenaçades de Catalunya*. Barcelona: Argania.

SALVA-CATARINEU, M., ROMO, A., MAZUR, M., ZIELIŃSKA, M., MINISSALE, P., DÖNMEZ, A. A., BORATYŃSKA, K. y BORATYŃSKI, A. (2021) «Past, present, and future geographic range of the relict Mediterranean and Macaronesian *Juniperus phoenicea* complex». *Ecology and Evolution*, DOI: 10.1002/ece3.7395

## DIFERENCIAS DE COMPORTAMIENTO ESPACIAL DE MILANO NEGRO (*MILVUS MILVUS*) ENTRE EJEMPLARES MARCADOS EN LIBERTAD Y CAUTIVIDAD EN ARAGÓN

María Royo-Navascues<sup>1,2</sup>, Roberto Serrano-Notivoli<sup>3</sup> y Luis Alberto Longares Aladren<sup>1,2</sup>

### Resumen

El avance de las tecnologías de seguimiento y análisis espacial de los datos ha permitido incrementar el conocimiento sobre la ecología espacial y el uso del territorio de las especies, siendo una información esencial para la conservación y la toma de decisiones. En el presente trabajo se analiza el comportamiento de individuos de milano real (*Milvus milvus*) marcados en cautividad y en libertad con emisores satélite en la comunidad autónoma de Aragón. Esta información ha permitido conocer los patrones de movilidad y de utilización del territorio en función del periodo estacional. Los resultados preliminares muestran diferencias entre individuos marcados en cautividad y libertad en cuanto a la distancia recorrida y patrones espaciales.

**Palabras clave** milano real, cautividad, libertad, usos del suelo, Aragón

### Abstract

Differences in space behavior of red kite (*milvus milvus*) marked in freedom and captivity in aragon.

The advance of monitoring technologies and spatial analysis of data has allowed to increase the knowledge about the spatial ecology and the use of the territory of the species, being an essential knowledge for conservation and decision making. In the present work we analyze the behavior of red kites (*Milvus milvus*) tagged in captivity and in the wild with satellite transmitters in the Autonomous Community of Aragon. Preliminary results show differences between individuals marked in captivity and free-ranging individuals in terms of distance traveled and spatial patterns.

**Keywords** Red kite, captivity, freedom, land use, Aragon

<sup>1</sup>Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Zaragoza. <sup>2</sup>Instituto de Ciencias Ambientales (IUCA), Universidad de Zaragoza. <sup>3</sup>Departamento de Geografía, Universidad Autónoma de Madrid.

<sup>1</sup>mr@unizar.es, <sup>2</sup>lalogar@unizar.es, <sup>3</sup>roberto.serrano@uam.es



## 1. Introducción

El milano real (*Milvus milvus*) es una especie que cuenta con una distribución muy restringida al continente europeo, localizando las poblaciones más importantes en Alemania, Francia y España (Viñuela, 2005). La especie está sometida a amenazas de diferente índole, siendo las más graves la mortalidad por el uso de venenos o por intoxicaciones indirectas, muerte por líneas eléctricas y otras infraestructuras energéticas y de transporte por colisión y/o electrocución, y por otro lado la pérdida de hábitat, derivada principalmente de la desaparición del arbolado para la nidificación y la intensificación agrícola (Viñuela, 2005). La importancia de conocer el estado de la especie ha hecho que proliferen trabajos de seguimiento telemétrico ya no solo con milanos reales (Pfeiffer y Meyburg, 2015), sino con diferentes especies de aves (Gil *et al.*, 2008; Hernández-Pliego *et al.*, 2014; Ramos *et al.*, 2019). Además, el avance de las tecnologías de seguimiento y análisis espacial de los datos, ha permitido incrementar el conocimiento sobre la ecología espacial y el uso del territorio que hacen las especies durante sus recorridos, siendo un conocimiento esencial para la conservación de las especies y la toma de decisiones.

Diversos estudios muestran que la distribución reproductora del milano real

podría estar condicionada por tres factores básicos como son el clima, la orografía y la persecución humana (Villafuerte *et al.*, 1998). Los datos del censo realizado en 2014 a escala nacional arrojan para Aragón una regresión del número de ejemplares, estimando una pérdida de casi la mitad en veinte años (Molina, 2015), siendo Zaragoza la localización con un descenso más acusado, situación que hace pensar en proyectos de reintroducción o de cría en cautividad como herramientas de gran interés para la conservación de la especie (Iglesias *et al.*, 2012). Siendo por tanto de gran relevancia conocer si existen patrones de comportamiento espacial diferente entre individuos marcados en libertad o cautividad.

El presente trabajo es una primera aproximación al estudio del comportamiento de varios ejemplares de *Milvus milvus* marcados en condiciones diferentes. Cinco ejemplares marcados en cautividad en el Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de la Alfranca (en adelante CRFS), en Zaragoza y cuatro ejemplares marcados en libertad en la provincia de Huesca. El objetivo final es estudiar las posibles diferencias en la distribución de los mismos y el uso del territorio durante un periodo de tiempo similar para todos los ejemplares.

ejemplares, el análisis se extiende a las comunidades autónomas de Madrid, Castilla y León, La Rioja, Cataluña y Comunidad Valenciana (Figura 1).

## 2. Materiales y métodos

### 2.1. Área de estudio

El marco geográfico de este trabajo se sitúa en la península ibérica, en particular en la comunidad autónoma de Aragón. Aunque es cierto que, debido a los movimientos realizados por los

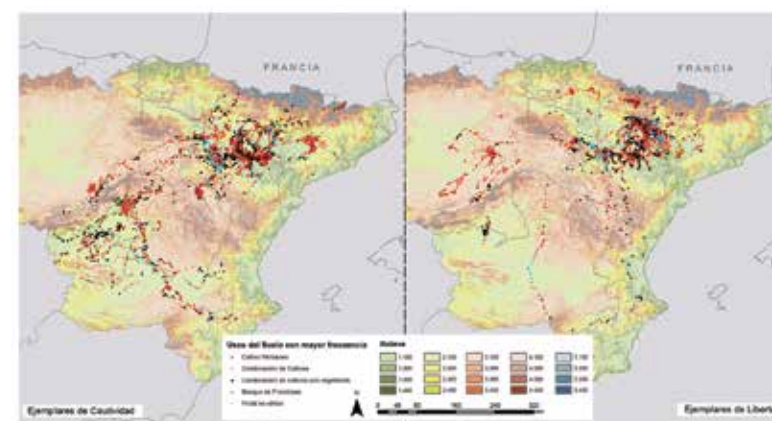


Figura 1. Área de estudio y distribución de las localizaciones. Elaboración propia. Fuente: Gobierno de Aragón, SIOSE, MDT.

### 2.2. Datos y variables consideradas

Los datos para nuestro estudio provienen del CRFS, lugar en el que se llevó a cabo el marcaje de los ejemplares de cautividad por parte de los responsables del centro y del Servicio de Biodiversidad del Gobierno de Aragón, entidad responsable del marcaje de los ejemplares de libertad por parte de los agentes para la protección de la naturaleza (APN). Para el manejo de los mismos se realizó un control de calidad que nos permitió eliminar aquellos datos que carecían de coordenadas y por lo tanto no se podían representar espacialmente. Además, se estableció un periodo de tiempo de estudio común para todos los ejemplares, descartando por ello algunos ejemplares marcados.

El periodo final seleccionado para este trabajo en el que se solapan datos de individuos marcados en libertad (4 ejemplares, los 4 machos) y cautividad (5 ejemplares, de los cuales 2 eran machos y 3 hembras) en ambos casos no reproductores, supone un total de 15 meses, entre junio de 2019 y septiembre

de 2020. Se trata de datos diarios y a escala horaria.

Las variables consideradas para llevar a cabo la comparación entre ejemplares han sido, por un lado, las distancias recorridas tanto en conjunto (cautividad y libertad) como individualmente y por estación. Dado que los datos utilizados tienen un formato puntual, se ha procedido al cálculo de la distancia entre puntos para obtener la distancia total recorrida utilizando el *software* libre QGIS. Y, por otro lado, los usos del suelo derivados del mapa digital del Sistema de Información de Ocupación del Suelo en España (SIOSE, 2014) y dos variables topográficas como son la altitud y la pendiente, derivadas del modelo digital de terreno (MDT05) disponible en el servicio (CNIG) Infraestructura de Datos Espaciales (IDEE) (Figura 3). En el caso de estas dos últimas variables se ha procedido a realizar una reclasificación y posterior unión, con el fin de obtener una caracterización del relieve (Tabla 1).

Altura (en m)	Clasificación	Tipo relieve	Pendientes (en grados)	Clasificación	Tipo de relieve
0-400	1000	Valles, llanuras y depresiones	0-3	100	Zonas llanas
400-800	2000	Piedemontes	3-10	200	Zonas de ligera pendiente como glacia
800-1200	3000	Parameras, muelas, colinas y sierras	10-30	300	Laderas y zonas alomadas
1200-1800	5000	Montaña media	>30	400	Zonas escarpadas
>1800	5000	Alta montaña			

Tabla 1. Reclasificación de las variables topográficas. Elaboración propia. Fuente: Corine Land Cover, MDT.

### 2.3. Estadística

El análisis de los datos se ha realizado a través del análisis estadístico por medio del denominado método jerárquico. Este análisis tiene como finalidad agrupar un conjunto de objetos individuales para la creación de nuevos grupos o bien, separar los ya existentes para formar otros dos, de tal forma, que, si se realiza este proceso de aglomeración o división sucesivamente, se pueda minimizar alguna distancia o maximizar alguna medida de similitud (Espinell, 2015). Además, se realizó el mismo estudio para los datos obtenidos de las varia-

bles topográficas (suma de la reclasificación de alturas y pendientes) para conocer qué tipología de relieve era la más frecuentada por cada grupo de milanos.

Esta clasificación jerárquica se realizó con el método de Ward en el *software* libre de programación Rstudio (Team, 2020), que es el que mayor sentido estadístico tiene en el caso de variables continuas, ya que en el proceso de cálculo, en cada repetición del algoritmo, se obtienen grupos donde la varianza dentro de los mismos es mínima y por ende, la varianza entre grupos es máxima (Guillén et al., 2012).

## 3. Resultados

### 3.1. Distancia recorrida

El análisis de la distancia recorrida en total por todos los ejemplares (Tabla 2), muestra cómo el grupo de individuos marcados en cautividad han recorrido en conjunto una mayor distancia durante el periodo de estudio, con un total de 57478 km. En cuanto a las distancias recorridas en cada una de las estaciones del año, es en otoño cuando mayor distancia recorren, con un total de 19611 km seguida muy de cerca por la distancia recorrida en primavera. De manera

individual, el ejemplar que más distancia ha recorrido ha sido Isis con un total de 13307 km, seguido por *llex* con 12189 km (Tabla 3).

Estos ejemplares fueron marcados y liberados en el CRFS, y cada uno de ellos ha tenido un comportamiento diferente en cuanto al recorrido trazado durante sus desplazamientos (Figura 3). Tan solo un ejemplar se ha mantenido dentro de la CC.AA. de Aragón, concentrando sus movimientos en el valle del Ebro, mientras que

el resto de ejemplares han realizado recorridos más largos, alcanzando territorios de otras CC.AA. como Madrid, Comunidad Valenciana, Cataluña, Castilla y León, Comunidad Foral de Navarra y La Rioja.

En cuanto a los ejemplares marcados en libertad, la distancia total recorrida es menor que la registrada para los marcados en cautividad. Recorren un total de 34705 km, siendo en primave-

ra la estación donde mayor distancia se observa (Tabla 2). Estos ejemplares fueron marcados en la provincia de Huesca donde realizan la mayor parte de sus recorridos, con tan solo dos ejemplares que alcanzan comunidades autónomas próximas como la de Madrid, atravesando una parte del interior de Castilla y León y la Comunidad Foral de Navarra, pasando por La Rioja (Figura 3).

Distancia Total (en km)	1 verano	2 otoño	3 invierno	4 primavera	Total
Cautividad	11 604,32	19 611,01	8 999,52	17 263,94	57 478,78
Libertad	7 937,95	9 024,55	3 653,41	14 179,70	34 795,60
Diferencia	3 666,37	10 586,46	5 346,11	3 084,25	22 683,18

Tabla 2. Distancias recorridas en total y por estación por los ejemplares marcados en cautividad y libertad. Elaboración propia. Fuente: Gobierno de Aragón.

Distancia individual (en km)						
Cautividad	<i>llex</i>	<i>Imelda</i>	<i>lmoni</i>	<i>Indy</i>	<i>Isis</i>	Total
	12,189.01	11,351.43	9,771.20	10,860.01	13,307.13	57,478.78
Libertad	<i>Loscer</i>	<i>Tales</i>	<i>Fanlo</i>	<i>Sierra</i>		Total
	13,056.49	14,193.24	2,471.33	5,074.54		34,795.60

Tabla 3. Distancias recorridas en total por cada uno de los ejemplares. Elaboración propia. Fuente: Gobierno de Aragón.

### 3.2. Usos del suelo y relieve

La cartografía de usos del suelo clasificada en base al SIOSE, ha permitido analizar la tipología del territorio utilizado en sus desplazamientos por ambos grupos de milanos durante todo su recorrido y periodo de estudio. Por otro lado, la combinación de las variables topográficas permite analizar las características del relieve preferentes en los movimientos de los ejemplares (Figura 3).

### 3.3. Clústeres de usos del suelo y alturas y pendientes

El análisis de usos del suelo a través del método jerárquico ha arrojado unos resultados muy similares para ambos grupos de milanos. Tanto para los ejemplares marcados en cautividad como para los marcados en libertad, el uso del suelo que menor similitud tiene con el resto de categorías es el denominado «cultivo herbáceo» (código 210). Esta menor similitud significa que tiene una mayor cantidad de puntos registrados sobre el uso del suelo que el resto de categorías y por

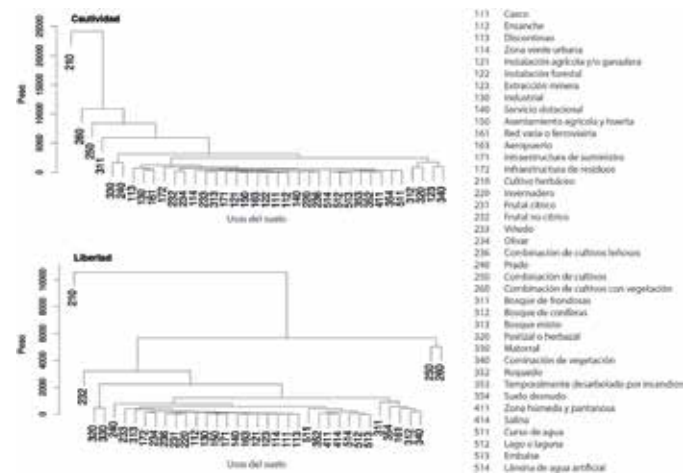


Figura 2. Análisis clúster de los usos del suelo para cautividad y libertad. Elaboración propia.

lo tanto podemos afirmar que es el uso del suelo con mayor utilización por parte de la especie, independientemente de su característica de marcados en cautividad o libertad. Este representa el 35 % y 43 % respectivamente sobre el total (Figura 2).

Para los ejemplares en cautividad, el segundo uso del suelo con mayor presencia y por lo tanto con una menor similitud es la categoría «combinación de cultivos con vegetación» (código 260), seguida del «combinación de cultivos» (código 250) y «bosque de frondosas» (código 311). Estos usos del suelo concentran el 15 %, 7 % y 9 %, respectivamente, sobre el total de puntos registrados. El siguiente grupo que se forma basándonos en la similitud es el que conforman las categorías «bosque de coníferas» (código 312), «pastizal o herbazal» (código 320), «extracción minera» (código 123) y «combinación de vegetación» (código 340), todas ellas concentran alrededor del 3 % de los puntos. El resto de categorías no son relevantes y se agrupan con similitud entre ellas, concentrando entre un 0 % y un 0,85 % de los puntos registrados.

En cuanto a los ejemplares en libertad el segundo uso del suelo con una menor similitud con el resto de las categorías es una agrupación de «Combinación de cultivos con vegetación» (código 260) y «Combinación de cultivos» (código 250), concentrando un 18 % y 12 % de los puntos sobre el total respectivamente. Seguidamente, la categoría «frutal no cítrico» (código 232) y la agrupación de «Pastizal o herbazal» (código 320) y «matorral» (código 330) son los usos del suelo con mayor concentración de puntos, agrupando el 7 %, y el 6 %. En la última ramificación, la agrupación con una mayor similitud entre usos del suelo la forman «bosque de frondosas» (código 311), «suelo desnudo» (código 354), «red viaria o ferroviaria» (código 161), «bosque de coníferas» (código 312) y «combinación de vegetación» (código 340), todas ellas concentrando entre el 1,5 % y el 3 % del total de los puntos registrados. Por último, el resto de categorías tienen una mayor similitud entre ellas en cuanto al número de puntos concentrados en esos usos, representando entre el 0 % y el 1 % sobre el total.

El análisis del relieve derivado de la combinación de la altitud y pendiente

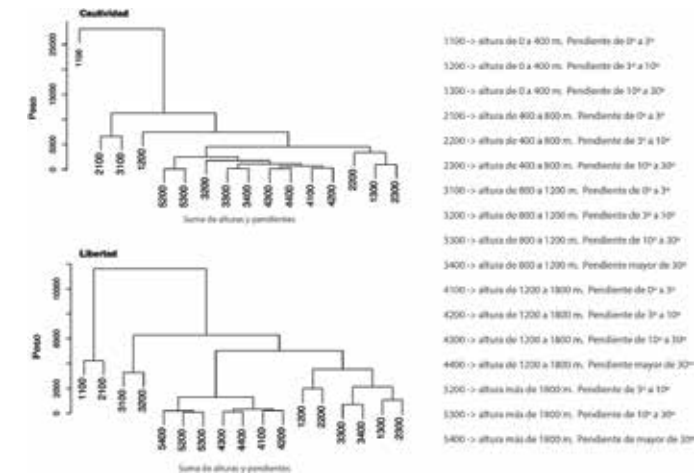


Figura 3. Análisis clúster de altura y pendientes para cautividad y libertad. Elaboración propia.

muestra como resultado dos preferencias del terreno diferentes (Figura 3). Los ejemplares marcados en cautividad utilizan con mayor frecuencia zonas llanas y de baja altitud, no superior a 400 metros y con pendientes inferiores a 3 grados (código 1100). En este sentido, es el sector central del Valle del Ebro donde se concentra el 50 % de las observaciones. A continuación, seleccionan con menor frecuencia los piedemontes bajos con altitudes entre los 400 y 800 metros y pendientes inferiores a 3 grados (código 2100) y parameras o valles de media montaña con altitudes entre los 800 y 1200 metros y pendientes que no superan los a 3 grados (código 3100). En Aragón estas dos categorías las podemos encontrar en los somontanos pirenaicos e ibéricos y en algunas zonas del prepirineo que no superen los 1200 m de altitud. Fuera de la Comunidad Autónoma de Aragón se trata de zonas propias de la submeseta meridional, en los alrededores de los Montes de Toledo, y en algunas zonas del interior de la submeseta septentrional. Esta agrupación concentra aproximadamente el 30 % de los puntos registrados.

El resto de zonas se caracteriza por altitudes no superiores a 400 metros y pendientes entre 3 y 10 grados (código 1200), y áreas ubicadas entre 400 y 800 metros y pendientes entre 3 y 10 grados (código 2200), aunque con una representación sensiblemente menor del 9 % y el 5,5 % respectivamente. Por último, el resto de categorías se agrupan en porcentajes entre el 0,01 y 0,6 % tratándose de terrenos con una mayor altitud, entre 1200 y 3000 metros y con pendientes entre moderadas y fuertes, entre los 10 y 30 grados.

En el caso de los ejemplares marcados en libertad, al igual que en los ejemplares de cautividad, los espacios llanos a baja altitud como la Hoya de Huesca (1100) y piedemontes bajos prepirenaicos (2100) muestran los mayores valores de frecuencia de uso por parte de estos ejemplares, pero con matices. Los ejemplares en libertad reparten el uso mayoritario entre las dos categorías (28,4 % y 22,4 % respectivamente), mientras que en cautividad existe una clara predominancia de la categoría 1100.

Los siguientes usos seleccionados son las parameras y valles de media montaña

(3100) y zonas de media montaña alomadas (3200), que entre ambas categorías suponen el 32 % del total de las ubicaciones, mientras que las zonas bajas con ligera pendiente (1200) y las de piedemonte (2200), agrupan tan solo el 6,8 % y el 6,2

% de puntos respectivamente. El resto de categorías que se sitúan a mayores alturas y pendientes presentan valores de porcentaje de localización muy bajos, entre todas solo alcanzan el 1,2 % del total de las observaciones.

#### 4. Discusión

Este estudio se ha centrado en describir el comportamiento y el uso del territorio de varios ejemplares de dos grupos de milanos reales marcados en condiciones diferentes, cautividad y libertad, y comprobar si existe diferencia alguna entre ellos. La distancia ha sido una de las primeras variables estudiadas, pudiendo observarse cómo los ejemplares marcados en cautividad recorren más distancia en el mismo periodo de tiempo que los ejemplares marcados en libertad, siendo estos últimos los que inician el movimiento dispersivo antes. Se plantea por tanto la hipótesis de que los ejemplares marcados en libertad no necesitan adaptación al territorio una vez liberados, mientras que, en el caso de los ejemplares marcados en cautividad, el comportamiento observado antes de alejarse del CRFS donde han sido recuperados y marcados, parece apuntar a la necesidad de adaptarse a un entorno nuevo para ellos.

En cuanto a la utilización del territorio, hemos podido comprobar que no existen diferencias significativas respecto a los tipos de usos del suelo utilizados. Se conoce que el hábitat del milano se caracteriza por ser un paisaje mixto de áreas abiertas, las cuales utiliza para buscar alimento y con presencia de árboles de porte suficiente y adecuados para la nidificación (Viñuela, 1999; Carter, 2001). En nuestro caso,

para ambos grupos de milanos el uso del suelo con mayor porcentaje de concentración de puntos ha sido los cultivos herbáceos (210) seguido, también en ambos casos, de la combinación de cultivos con vegetación (260). En ambos casos se trata de ambientes de cultivos con presencia de vegetación arbórea, propicios para la presencia de presas adecuadas para la especie (Dostal *et al.*, 2021; SEO/BirdLife, 2021).

La presencia de vegetación, como pueden ser árboles aislados de porte grande, rodales dispersos o masas más extensas como sotos fluviales, les permite en época de reproducción, nidificar (Heredía *et al.*, 1991) por lo que en fechas de primavera se observan pequeñas concentraciones de localizaciones en árboles solitarios o que forman parte de alguna arboleda cercana a los campos de cultivo.

Además, se ha comprobado que, durante el invierno, tanto los ejemplares marcados en cautividad como aquellos en libertad, pasan largos periodos de tiempo alrededor de vertederos, polígonos industriales, poblaciones, o en arboledas cercanas a la red de transporte tal, donde su comportamiento carroñero le permite abastecerse de alimento de animales muertos o roedores que visitan con frecuencia estos entornos (Viñuela, 2005).

Por su parte, el relieve sí ha mostrado algunas diferencias entre grupos, por lo

menos en la manera de agruparse estadísticamente. En general, tal y como sugieren (Meyburg, 1973; Elósegui, 1985), los milanos suelen preferir áreas poco escarpadas, y es por ello que, en cuanto a las pendientes, los ejemplares tanto de cautividad como de libertad, han seleccionado espacios preferentemente llanos (valles y depresiones) o de ligera pendiente (glacis), la mayor parte del tiempo.

Sin embargo, la mayor diferencia se observa en la variable altitud. En el caso de los ejemplares marcados en cautividad, más del 50 % de los puntos registrados en el periodo de estudio, han sido en territorios con una altitud inferior a 400 metros sobre el nivel del mar. Observando la distribución de puntos y teniendo en cuenta que estos ejemplares pasan los primeros tres o cuatro meses de libertad volando por el valle del Ebro (zonas cercanas al CRFS), es lógico que se produzca un incremento en el número de localizaciones en este tramo altitudinal. Pasado lo que

parece ser un periodo de adaptación al entorno, comienzan a alejarse del CRFS, aumentan los valores de altitud en sus localizaciones, al desplazarse por zonas de piedemonte y media montaña, alcanzando por tanto zonas más elevadas, pero siempre por debajo de los 800 metros y con pendientes poco escarpadas. Por el contrario, los ejemplares marcados en libertad desde un principio, gracias a su mayor dispersión, los lleva a sobrevolar zonas con diferentes altitudes, sin predominar ningún paisaje tan claramente como ocurre con los ejemplares de cautividad. Se ha observado que pasan menos tiempo volando sobre zonas de valle (alturas inferiores a 400 metros sobre el nivel del mar) y, sin embargo, aumentan los días transcurridos sobre paisajes con alturas de hasta 1200 metros, situación que contrasta con los ejemplares de cautividad en sus primeros meses tras la suelta, por lo que se puede reafirmar la hipótesis de la no necesidad de adaptación al entorno.

#### 5. Conclusiones

El análisis espacial de los datos de seguimiento de especies nos ha permitido incrementar el conocimiento sobre la ecología espacial y el uso del territorio. En este proyecto hemos podido comprobar cómo hay ciertos factores que pueden influir a la hora de moverse por el territorio. Si bien es cierto que en cuanto a usos del suelo la similitud entre ejemplares es parecida, el modo de comportarse una vez liberados los ejemplares de cautividad y la distancia recorrida sí es diferente a los ejemplares marcados en libertad, al menos en los primeros meses. El patrón general de dispersión se ha visto influenciado por la variable relieve, obteniendo patrones de vuelo dife-

rentes entre grupos. Por un lado, los ejemplares de cautividad antes de emprender vuelo por territorios más lejanos se establecen y recorren zonas llanas y poco escarpadas y, por el contrario, los ejemplares marcados en libertad muestran patrones de dispersión menos condicionados desde el primer momento, siempre seleccionando zonas llanas, al igual que los de cautividad, pero a mayor altitud. En esta primera aproximación no se han tenido en cuenta factores climáticos o antrópicos, pero sería interesante estudiar cómo han afectado, por ejemplo, la proliferación de campos de aerogeneradores en el territorio de Aragón a los movimientos de estos ejemplares.



## Agradecimientos

Este estudio ha sido posible realizarlo gracias a los datos proporcionados por el Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de la Alfranca y del Servicio de Biodiversidad del Gobierno de Aragón.

## 5. Referencias

- CARTER, I. (2001): «The Red Kite», *Arlequin Press*, Chelmsford, UK.
- DOSTAL, M., TKADLEC, E., RAAB, R., HORAL, D., MATUSIK, H., RYMESOVA, D. & LITERAK, I. (2021): «Spatial and numerical responses of Red Kites *Milvus milvus* to the Common Vole *Microtus arvalis* population outbreak in central Europe». *European Journal of Wildlife Research* 64 (5), 84. DOI:10.1007/s10344-021-01524-z
- ELÓSEGUI, J. (1985): «Navarra: Atlas De Aves nidificantes», *Caja de Ahorros de Navarra*, Pamplona, Spain.
- ESPINEL, P. (2015): «Procedimiento para efectuar una Clasificación Ascendente Jerárquica de un Conjunto de Puntos utilizando el Método de Ward», *Infociencia*, 9(1), 13–18. <https://doi.org/10.24133/infociencia.v9i1.977>
- GIL, JUAN ANTONIO, LAGARES, JOSÉ LUIS, ALCÁNTADA, MANUEL. (2008): «Seguimiento radio-telemétrico de Buitre Leonado (*Gyps fulvus*) en el Sistema Ibérico Oriental (Aragón-España)», *Teruel* 92 [1], 137-164. ISSN 0210-3524
- GUILLÉN, A. A. (2014): «Aproximación de mediciones de tensión perdidas en sistemas de potencia por sensibilidad y disimilitud», Tesis Doctoral. Universidad de Costa Rica. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.34349.44005>
- HEREDIA, B., ALONSO, J. C., & HIRALDO, F. (1991): «Space and habitat use by Red Kites *Milvus milvus* during winter in the Guadalquivir marshes: a comparison between resident and wintering populations», *Ibis*, 133(4), 374–381. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1991.tb04585.x>
- HERNÁNDEZ-PLIEGO, J., RODRÍGUEZ, C., BUSTAMANTE, J. (2014): «Foraging movement parameters of the lesser kestrel (*Falco naumanni*) using GPS-dataloggers: A preliminary study», *Biogeografía de Medios Litorales: Dinámicas y conservación*, 299-304, ISBN 978-84-617-1068-3
- IGLESIAS LEBRIJA, J., IZQUIERDO, P., & ÁLVAREZ, E. (2012): «Cría en cautividad y reforzamiento de Águila-azor perdicera (*Aquila fasciata*) en la Comunidad de Madrid», *Chronica Naturae*, 82(2), 73–82.
- Meyburg, B.-U. (1973): «Observations sur l'abondance relative des rapaces (Falconiformes) dans le nord et l'ouest de l'Espagne», *Ardeola*, Vol. XIX. Madrid.
- Molina, B. (2015): «El Milano Real en España. III Censo Nacional. Población invernante y reproductora en 2014 y métodos de censo», *SEO/BirdLife*. Madrid.
- Ortiz, J. E., Cruz, D. L., & Pardo, C. E. (2012): «Análisis de datos textuales con DtmVic», Universidad Nacional de Colombia Bogotá, Universidad Santo Tomás Bogotá.
- PFEIFFER, T., & MEYBURG, B. U. (2015): «GPS tracking of Red Kites (*Milvus milvus*) reveals fledgling number is negatively correlated with home range size», *Journal of Ornithology*, 156(4), 963–975. <https://doi.org/10.1007/s10336-015-1230-5>
- RAMOS, RITA F., SILVA, JOÃO P., CARRAPATO, CARLOS., ROCHA, PEDRO., MARQUES, PAULO A. M., PALMEIRIM, JORGE M. (2019): «Spatial behaviour of Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti* juveniles during the dependence period revealed by high-resolution GPS tracking data», *Journal of Ornithology*, 160:463-472. <https://doi.org/10.1007/s10336-019-01635-0>
- SEO/BirdLife. (2021): Guía de las Aves de España - Milano real. <https://seo.org/ave/milano-real/> Consulta el 10 de octubre de 2021
- SIOSE (2014): *Sistema de Información de Ocupación del Suelo en España*. Instituto Geográfico Nacional. <http://www.siose.es/>
- Team, R. (2020): «Rstudio: integrated Development for R», RStudio, PBC, Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.
- Villafuerte, R., Viñuela, J., & Blanco, J. C. (1998). «Extensive predator persecution caused by population crash in a game species: The case of red kites and rabbits in Spain», *Biological Conservation*, 84(2), 181–188. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00094-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00094-3)
- VIÑUELA, J. (1999). «Censo y distribución de la población reproductora», En, J. Viñuela, R. Martí, & A. Ruiz: El milano real en España. Monografía no 6. SEO/BirdLife, Madrid.
- VIÑUELA, J. (2005): «Milano Real, *Milvus milvus*», en Madroño, A., González, C., y Atienza, J.C (Eds.): *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad. SEO/BirdLife. Madrid.

COMUNIDADES VEGETALES ASOCIADAS CON *PICRIS WILLKOMMII* (SCHULTZ BIP.) NYMAN (ASTERACEAE) EN EL SO DE LA PENÍNSULA IBÉRICA (HUELVA, ESPAÑA)

Laura Sánchez Villegas<sup>1</sup>, Enrique Sánchez Gullón<sup>2</sup>, Isabel Butler<sup>3</sup> y Francisco José Monteagudo<sup>3</sup>

## Resumen

*Picris willkommii* es una asterácea anual de ámbito restringido con distribución en los municipios onubenses de Ayamonte y Cartaya (SO de España) y en Castro Marim (S de Portugal). Aparece recogida como especie prioritaria en la Directiva 92/43/CEE Hábitats. El presente estudio se centra en la descripción de las comunidades en las que se integra esta especie en la provincia de Huelva, así como de los hábitats naturales donde se localiza, que se corresponden principalmente con la clase fitosociológica dominante *Stellarietea mediae*, apareciendo generalmente en suelos franco-arcillosos y de bajo contenido en materia orgánica. Los resultados obtenidos en el presente trabajo confirman que esta especie se comporta como colonizadora de medios antropizados, así como ruderal versátil en cultivos de secano tradicionales (olivar, almendral, etc.). Debido a la escasez de información sobre la especie, estos resultados contribuirán a una mejor comprensión de su ecología, herramienta imprescindible para su conservación.

**Palabras clave** *flora amenazada, ecología, conservación, ruderal*

## Abstract

Plant communities associated with *Picris willkommii* (Schultz Bip.) Nyman (Asteraceae) in SW Iberian Peninsula (Huelva, Spain)

*Picris willkommii* is an annual asteracea of restricted scope with distribution in the Huelva municipalities of Ayamonte and Cartaya (SW of Spain) and in Castro Marim (S of Portugal). It is listed as a prioritarian species in the Habitats Directive 92/43/EEC. This study focuses on the description of the communities in which this species is integrated in the province of Huelva, as well as the natural habitats where it is located, which mainly correspond to the dominant phytosociological class *Stellarietea mediae*, generally appearing in clay-loam soils with low organic matter content. The results obtained confirm that this species behaves as a colonizer of anthropized environments, as well as a versatile ruderal in traditional rainfed crops (olive groves, almonds, etc.). Due to the scarcity of information on the species, these results will contribute to a better understanding of its ecology, an essential tool for its conservation.

**Keywords** *endangered flora, ecology, conservation, ruderal*

<sup>1</sup>Vivero ENCE-Eulen. <sup>2</sup>P. N. Marismas del Odiel, Junta de Andalucía. <sup>3</sup>Dep. Ciencias Agroforestales, Universidad de Huelva.

<sup>1</sup>schvillegas@gmail.com, <sup>2</sup>enrique.sanchez.gullon@juntadeandalucia.es, <sup>3</sup>butler@uhu.es, movellan@uhu.es

## 1. Introducción y objetivos

El taxón *Picris willkommii* (Sch. Bip. Ex Willk.) Nyman (= *Spitzelia cupuligera* Durieu; *Spitzelia willkommii* Sch. Bip. ex Willk.; *Picris pitardiana* Gaud.; *Picris cupuligera* —Durieu— Walp.) (Fig. 1), está presente en la península ibérica exclusivamente en el cuadrante SO, en el municipio de Castro Marim en el Algarve portugués y en la provincia de Huelva en Andalucía Occidental (España). Algunos autores (Terrad *et al.*, 2006; Talavera *et al.*, 2017) subordinan esta especie al taxón *Picris cupuligera*, especie ibero-norteafricana, presente en Granada y Málaga (Burton, 1979) así como en Marruecos, Argelia y Túnez. Está descrita como una especie endémica y estenócora, asociada a pastos ruderales de primavera, observada como arvense, viaria, fisurícola, freatófita y nitrófila, pionera y oportunista en muchos casos, localizada principalmente en suelos de cuatro tipos: margoso-arcillosos originados sobre dolomías, calizas dolomíticas y margas del Triásico; suelos con gravas arcillosas rojas del Terciario y Cuaternario muy pedregosos (cuarcitas «garbancillo»); arcillas rojas del Terciario y Cuaternario, de escasa pedregosidad, y en suelos con arcillas blancas o blanco-grisáceas de origen volcánico (basaltos doleríticos) (Monteagudo *et al.*, 2009; Monteagudo y Butler, 2017).

*P. willkommii* está catalogada como especie vulnerable (VU) por la legislación andaluza (D 23/2012) y por el libro rojo andaluz (Blanca *et al.*, 2000). También se le han asignado otras categorías de amenaza por Barreno, 1984; Council of Europe, 2002; Bañares *et al.*, 2004; Cabezudo *et al.*, 2005; Valdés y Caldas,

2011; Boletín Oficial del Estado, 2016) y es un taxón considerado de interés comunitario que requiere una protección estricta (Directiva 92/43 de hábitats). Su área de distribución clásica se centra en el cerro situado al norte de Ayamonte y en el municipio portugués de Castro Marim (Blanca, *op. cit.*; Talavera, *op. cit.*). Más recientemente ha sido localizada en Cartaya (Sánchez-Gullón *et al.*, 2004) y en amplias zonas del municipio de Ayamonte (Monteagudo *et al.*, *op. cit.*), caracterizando a esta especie como dependiente de la dinámica de los ciclos de aprovechamientos agropecuarios seculares realizados en el territorio que constituye su hábitat principal. En los últimos años se ha producido una creciente fragmentación y reducción de estos terrenos agrícolas por cambio de uso a cultivos de regadío o urbanístico con efectos negativos sobre sus poblaciones (Monteagudo y Butler, *op. cit.*), que ha motivado su catalogación como especie en peligro crítico (CR) en la adenda de 2010 al Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculosa Amenazada de España (Bañares, 2004).

El objetivo de este estudio se centra en la descripción de la fitosociología de esta especie en la provincia de Huelva y en el análisis químico y físico del tipo de suelo del hábitat donde se localiza, con objeto de aunar conocimientos que puedan ser usados en el futuro para su correcta conservación.

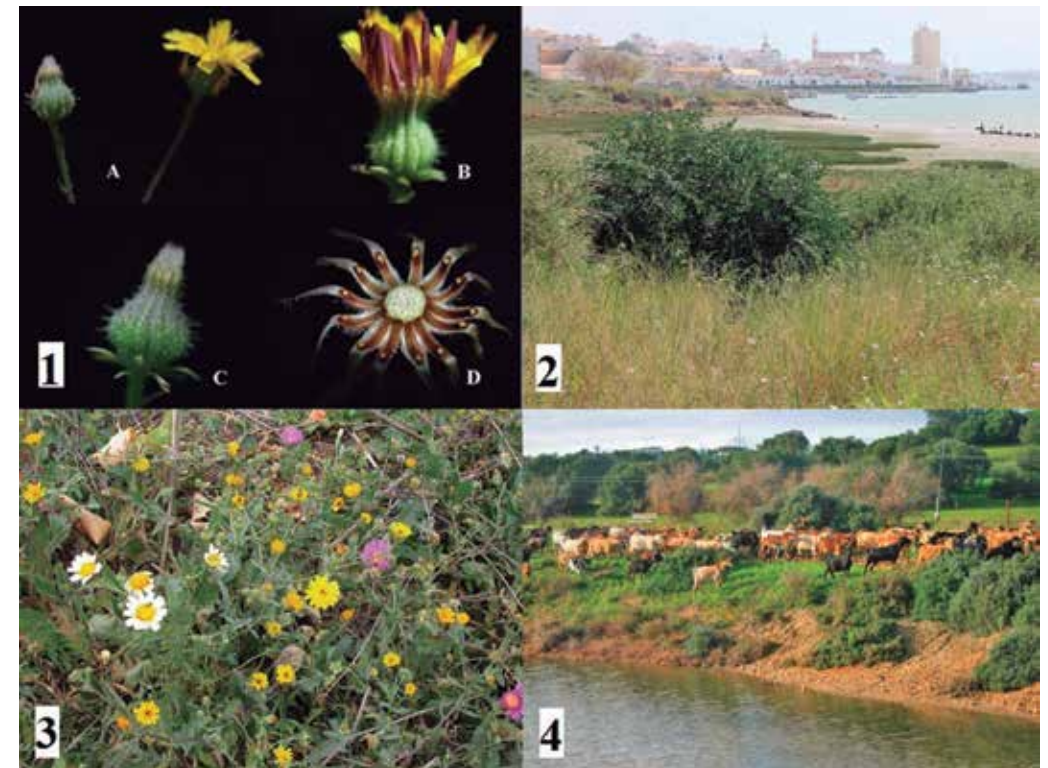


Figura 1. 1: A. Flor en antesis, B. Envés lígulas externas, C. Inflorescencia predispersión, D. Aquenios externos involucreales. 2: hábitat en Ayamonte. 3: comunidad vegetal. 4: pastoreo en zonas con *P. willkommii*.

## 2. Materiales y métodos

### 2.1. Trabajo de campo

Para el inventario florístico, en los municipios de Ayamonte y Cartaya se realizó un muestreo de 100 parcelas con presencia de *P. willkommii* en el periodo comprendido entre el 25 de febrero y el 4 de abril de 2018. Las ubicaciones de las localidades de estudio se determinaron en base a censos previos realizados a través de la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible de la Junta de Andalucía (último censo realizado 2016) cuyas localizaciones, a rasgos generales, coinciden con la bibliografía existente. Teniendo en cuenta las características de la flora acompañante, siendo en su

mayoría especies herbáceas pascícolas, se estableció un protocolo de inventario con parcelas de 1 x 1m, en los cuales se tomaron los datos de especies presentes, índice de abundancia/dominancia (Rivas Martínez, 1987) y georreferenciación de las coordenadas de dichos puntos tomadas con GPS Garmin Oregon 450, Datum ETRS 89 y Huso 29. Para la determinación de las especies se ha seguido Castroviejo (1986-2020), Font Quer (1989) y APG III (2009). Para la descripción de las unidades de vegetación se ha seguido el método fitosociológico de Braun-Blanquet (1979) y Rivas-Martínez *et al.* (2001).

Para la determinación del tipo de sustrato se obtuvieron tres muestras de suelo tomadas respectivamente en tres puntos localizados en tipos diferentes de hábitat donde se localizaba la especie: punto 1) proximidades del Parador de Ayamonte, sustrato margo-arcilloso sobre dolomías, calizas dolomíticas y margas del Mesozoico (hábitat principal); punto 2) Salinas del Duque, materiales de relleno sobre marismas continentales con presencia de gravas rojas del Terciario y Cuaternario, con gravas redondeadas de cuarzitas (hábitat secundario); punto 3) Cartaya, suelos de origen Miocénico con sedimentación de limos arenosos calcáreos. Sobre dichas muestras se analizaron en laboratorio (Sánchez Villegas, 2021) la salinidad, el pH, el contenido de agua, el contenido en materia orgánica y textura. Respecto a la granulometría del suelo se aplicó el diagrama triangular para determinación de la textura de clasificación USDA (Garrido, *op. cit.*) con los porcentajes obtenidos con el método de Bouyoucos.

### 3. Resultados y discusión

#### 3.1. Análisis de los inventarios florísticos

En el aspecto florístico, de la toma de datos en las 100 parcelas inventariadas, se aprecia la distribución porcentual de presencia de familias que figuran en la Tabla 1. Del total de las 30 familias inventariadas, las más representadas son *Poaceae* con un 96 %, *Asteraceae* 93 %, *Geraniaceae* 66 %, *Oxalidaceae* 56 % y *Fabaceae* 53 %.

Se observa la presencia reiterada de ciertas especies que aparecen asociadas a mayor número de parcelas inventariadas, indicando en la Tabla 2 aquellas con presencia  $\geq 10$  %. El análisis de clúster

#### 2.2. Trabajo de gabinete

Se realizó un tratamiento estadístico (Sánchez Villegas, *op. cit.*) de la información obtenida en campo mediante la creación de una base de datos, con transformación de los datos alfanuméricos a datos ordinales y creación de una matriz para el análisis matemático. Para ello se realizó la transformación ordinal asignando un valor de 0,2 a aquellas especies inventariadas como «+», es decir, raras, para realizar un estudio cuantitativo (Escudero *et al.*, 1994). Se procedió al análisis con el programa Statgraphics Centurion 19, realizando un análisis multivariable de conglomerados o clúster, recomendado para el estudio de comunidades vegetales, con el método de distancia euclídea al cuadrado y el método de Ward.

indicó que *P. willkommii* no es una especie determinante, apareciendo integrada dentro de diversas comunidades vegetales de la campiña de Huelva, mostrando una elevada plasticidad. Dentro de este análisis cabe destacar la diferenciación de una de las parcelas, ubicada al pie del acantilado del Parador de Ayamonte, en la que encontramos el único ejemplar de *Ferulago brachyloba* inventariado, endemismo de la península ibérica (García Martín, 2003), que en dicha parcela aparece como casmófita en comunidad de la clase fitosociológica *Artemisietea vulgaris*.

Familia	%
<i>Poaceae</i>	96
<i>Asteraceae</i>	63
<i>Geraniaceae</i>	66
<i>Oxalidaceae</i>	56
<i>Fabaceae</i>	53
<i>Plantaginaceae</i>	39
<i>Convolvulaceae</i>	31
<i>Brassicaceae</i>	27
<i>Euphorbiaceae</i>	23
<i>Apiaceae</i>	22
<i>Cariophyllaceae</i>	21
<i>Araceae</i>	26
<i>Malvaceae</i>	15
<i>Amaranthaceae</i>	15
<i>Boraginaceae</i>	14
<i>Caprifoliaceae</i>	5
<i>Primulaceae</i>	4
<i>Rubiaceae</i>	4
<i>Frankeniaceae</i>	3
<i>Iridaceae</i>	3
<i>Papaveraceae</i>	3
<i>Scrophulariaceae</i>	3
<i>Cistaceae</i>	2
<i>Asparagaceae</i>	2
<i>Lamiaceae</i>	2
<i>Xanthorrhoeaceae</i>	1
<i>Linaceae</i>	1
<i>Oleaceae</i>	1
<i>Polygonaceae</i>	1
<i>Rosaceae</i>	1

Tabla 1. Presencia de familias (%) en el número de parcelas inventariadas.

Especie	%
<i>Bromus matritensis</i>	72
<i>Oxalis pes-caprae</i>	56
<i>Calendula arvensis</i>	43
<i>Erodium moschatum</i>	35
<i>Glebionis coronaria</i>	32
<i>Medicago polymorpha</i>	32
<i>Convolvulus althaeoides</i>	30
<i>Sonchus oleraceus</i>	29
<i>Galactites tomentosa</i>	27
<i>Plantago lagopus</i>	25
<i>Erodium malacoides</i>	23
<i>Hordeum murinum</i>	23
<i>Cynodon dactylon</i>	21
<i>Scorpiurus muricatus</i>	20
<i>Foeniculum vulgare</i>	16
<i>Pallenis spinosa</i>	16
<i>Arisarum simorrhinum</i>	15
<i>Crepis vesicaria</i>	14
<i>Geranium molle</i>	14
<i>Leontodon saxatilis</i>	14
<i>Avena barbata</i>	13
<i>Bromus hordeaceus</i>	11
<i>Euphorbia helioscopia</i>	11
<i>Hirschfeldia incana</i>	11
<i>Lamarckia aurea</i>	11
<i>Malva parviflora</i>	11
<i>Piptatherum miliaceum</i>	11
<i>Reichardia picroides</i>	11
<i>Anacyclus radiatus</i>	10
<i>Emex spinosa</i>	10

Tabla 2. Presencia de especies en el número (% n $\geq 10$ ) de parcelas inventariadas.

Respecto a la caracterización de la comunidad con presencia de *P. willkommii* se estudió individualmente cada parcela inventariada, considerándose aquellas especies con mayor índice de abundancia para determinar la clase fitosociológica dominante en cada una

de ellas. Se subraya que es predominante la clase fitosociológica *Stellarietea mediae*, obteniendo los siguientes porcentajes: 88 % *Stellarietea mediae*, 4 % *Helianthemetea*, 2 % *Artemisietea vulgaris*, 2 % *Thero-Brachypodietea* y 2 % *Molinio-Arrhenetea* (Tabla 3). Estas clases se



encuadran en comunidades de terófitos arvenses y praderas de hemicriptófitos, apareciendo en cultivos de secano y en suelos removidos con presencia de especies subnitrófilas colonizadoras de estos ecosistemas antropizados, con ombroclima termófilo.

Con los resultados obtenidos del inventario florístico se enumeran alfabéticamente la lista de especies inventariadas con su orden y clase fitosociológica óptimos (Braun-Blanquet, 1979; Rivas Martínez *et al.* 2001, 2002). Se determina que existen 17 clases de sintaxones con presencia de *P. willkommii* en la provincia de Huelva, con 36 órdenes y un total de 131 especies (Tabla 4).

Respecto a la caracterización de la comunidad con presencia de *Picris willkommii* En las parcelas inventariadas predominan 5 especies: *Bromus matritensis* 72 %, *Oxalis pes-caprae* 56 %, *Calendula arvensis* 43 %, *Erodium moschatum* 35 % y *Glebionis coronaria* 32 %, todas pertenecientes a la clase *Stellarietea mediae*, con los órdenes *Echio-Galactition tomentosae*, *Fumarion wirtgenio-agrariae*, *Polygono-Chenopodion polyspermi*, *Chenopodion muralis* y *Hordeion*. Todas estas especies son características de comunidades mesogregarias nitrófilas de cultivos antropizados.

Se subraya la alta presencia de *Oxalis pes-caprae*, especie invasora sudafricana que aparece en más del 50 % de las parcelas de estudio.

En la Figura 2 se presenta el número de especies presentes por cada una de las clases fitosociológicas dominantes en más de una parcela.

Clase fitosociológica	Nº parcelas
<i>Stellarietea mediae</i>	88
<i>Helianthemetea</i>	4
<i>Artemisietea vulgaris</i>	2
<i>Thero-Brachypodietea</i>	2
<i>Molinio-Arrhenetea</i>	2
<i>Quercetea ilicis</i>	1
<i>Polygono-Poetea annuae</i>	1

Tabla 3. Clases fitosociológicas dominantes por parcela.

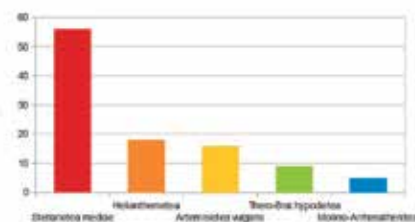


Figura 2. Diagrama de especies presentes en cada clase.

CLASE	ORDEN	ESPECIE
ARTEMISIETEA VULGARIS	<i>Bromo-Oryzopsis miliaceae</i>	<i>Dittrichia viscosa</i> , <i>Piptatherum miliaceum</i>
	<i>Convolvulo arvensis-Agropyron repentis</i>	<i>Convolvulus arvensis</i>
	<i>Dauco-Melilotion</i>	<i>Foeniculum vulgare</i>
	<i>Onopordion nervosi</i>	<i>Carduus tenuiflorus</i> , <i>Carlina corymbosa</i> , <i>Carlina gummi-fera</i> , <i>Carthamus lanatus</i> , <i>Cynara humilis</i> , <i>Daucus carota</i> , <i>Ferulago brachyloba</i> , <i>Scabiosa atropurpurea</i> , <i>Scolymus hispanicus</i> , <i>Scolymus maculatus</i> , <i>Verbascum sinuatum</i>
	<i>Silybo-Urticion</i>	<i>Silybum marianum</i>

CISTO-LAVANDULETA	<i>Cistion ladaniferi</i>	<i>Asphodelus ramosus</i> , <i>Genista hirsuta</i> , <i>Moraea sisyrinchium</i>
FESTUCO-BROMETEA	<i>Brachypodion phoenicoides</i>	<i>Ononis spinosa</i> , <i>Sanguisorba minor</i>
GALIO-URTICETEA	<i>Geranio purpurei-Torilidion neglectae</i>	<i>Torilis arvensis</i> , <i>Torilis nodosa</i> , <i>Galium aparine</i>
HELIANTHEMETA	<i>Helianthemion guttati</i>	<i>Ajuga iva</i> , <i>Atractylis cancellata</i> , <i>Brachypodium distachyon</i> , <i>Crucianella angustifolia</i> , <i>Euphorbia exigua</i> , <i>Filago gallica</i> , <i>Helianthemum ledifolium</i> , <i>Hypochaeris glabra</i> , <i>Lathyrus angulatus</i> , <i>Leontodon saxatilis</i> , <i>Medicago minima</i> , <i>Silene colorata</i> , <i>Trifolium campestre</i> , <i>Vicia sativa</i>
	<i>Stipion retortae</i>	<i>Muscari neglectum</i> , <i>Ononis pubescens</i> , <i>Scorpiurus muricatus</i> , <i>Silene decipiens</i>
ISOETO-NANOJUN-CETEA	<i>Agrostion salmanticae</i>	<i>Carlina racemosa</i> , <i>Pulicaria paludosa</i>
MOLINO-ARRHENATHERETEA	<i>Cynosurion cristati</i>	<i>Trifolium repens</i>
	<i>Molinon caeruleae</i>	<i>Crepis capillaris</i> , <i>Dactylis glomerata</i> , <i>Plantago lanceolata</i>
NERIO-TAMARICETEA	<i>Trifolio fragiferi-Cynodontion</i>	<i>Cynodon dactylon</i>
	<i>Tamaricion africanae</i>	<i>Polygonum equisetiforme</i>
PARIETARIETEA	<i>Parietaron-Galium muralis</i>	<i>Sonchus tenerrimus</i>
POETEA BULBOSAE	<i>Poo bulbosae-Astragalion sesamei</i>	<i>Astragalus epiglottis</i> , <i>Plantago serraria</i> , <i>Bellis annua</i> , <i>Paronychia argentea</i>
POLYGONO-POETEA ANNUAE	<i>Saginion procumbentis</i>	<i>Plantago coronopus</i> , <i>Poa annua</i> , <i>Poa infirma</i> , <i>Spergularia rubra</i>
QUERCETEA ILICIS	<i>Asparago albi-Rhamnion oleoidis</i>	<i>Anagyris foetida</i>
	<i>Quercion ilicis</i>	<i>Arisarum simorhinum</i> , <i>Arum italicum</i> , <i>Olea europaea</i>
SAGINETEA MARITIMAE	<i>Hordeion marini</i>	<i>Frankenia laevis</i>
SALICORNITEA FRUITICOSAE	<i>Suaedion verae</i>	<i>Suaeda vera</i>
	<i>Cerintho majoris-Fedia cornucopiae</i>	<i>Fedia cornucopiae</i>
Echio-GALACTITION TOMENTOSAE	<i>Chenopodion muralis</i>	<i>Anchusa azurea</i> , <i>Cynoglossum clandestinum</i> , <i>Ernex spinosa</i> , <i>Erodium moschatum</i> , <i>Lavatera cretica</i> , <i>Malva parviflora</i>
	<i>Diplotaxion erucoidis</i>	<i>Beta vulgaris</i>
FUMARIION WIRTGENIO-AGRARIAE	<i>Echio-Galactition tomentosae</i>	<i>Avena barbata</i> , <i>Avena sterilis</i> , <i>Bromus diandrus</i> , <i>Bromus matritensis</i> , <i>Centaurea pullata</i> , <i>Echium plantagineum</i> , <i>Galactites tomentosa</i> , <i>Lotus edulis</i> , <i>Nonea vesicaria</i> , <i>Plantago afra</i> , <i>Reichardia picroides</i> , <i>Silene gallica</i> , <i>Trifolium angustifolium</i> , <i>Trifolium cherleri</i> , <i>Urospermum picroides</i> , <i>Vulpia geniculata</i>
	<i>Fumarion wirtgenio-agrariae</i>	<i>Fumaria agraria</i> , <i>Oxalis pes-caprae</i>
STELLARIETEA MEDIAE	<i>Hordeion leporini</i>	<i>Anacyclus radiatus</i> , <i>Avena sativa</i> , <i>Brassica nigra</i> , <i>Glebionis coronaria</i> , <i>Hedypnois cretica</i> , <i>Hirschfeldia incana</i> , <i>Hordeum murinum</i> , <i>Misopates calycinum</i> , <i>Pallenis spinosa</i> , <i>Plantago lagopus</i>
	<i>Polygono-Chenopodion polyspermi</i>	<i>Amaranthus albus</i> , <i>Anagallis arvensis</i> , <i>Bromus hordeaceus</i> , <i>Calendula arvensis</i> , <i>Erodium malacoides</i> , <i>Euphorbia helioscopia</i> , <i>Euphorbia peplus</i> , <i>Mercurialis annua</i> , <i>Papaver hybridum</i> , <i>Raphanus raphanistrum</i> , <i>Senecio vulgaris</i> , <i>Sonchus oleraceus</i> , <i>Raphanus rugosum</i> , <i>Scandix pecten-veneris</i> , <i>Sherardia arvensis</i>
<i>Ridolfion segeti</i>	<i>Chamaemelum fuscatum</i>	
<i>Rumicion bucephalophori</i>	<i>Crepis vesicaria</i> , <i>Geranium molle</i> , <i>Medicago polymorpha</i>	
<i>Sisymbrium officinalis</i>	<i>Lamarckia aurea</i>	
<i>Taeniathero-Aegilopion geniculatae</i>		



STIPO GIGANTEAE- AGROSTIETEA CASTE- LLANAE	<i>Agrostion castellanae</i>	<i>Elaeoselinum foetidum</i>
	<i>Hyparrhenion hirtae</i>	<i>Andryala integrifolia</i> , <i>Hyparrhenia sinaica</i> , <i>Lathyrus clymenum</i>
THERO-BRACHYPO- DIETEA	<i>Thero-Brachypodium ramosi</i>	<i>Bituminaria bituminosa</i> , <i>Convolvulus althaeoides</i> , <i>Hippocrepis ciliata</i> , <i>Linum narbonense</i> , <i>Phagnalon saxatile</i> , <i>Tripodion tetraphyllum</i>

Tabla 4. Clasificación fitosociológica.

### 3.2. Estudio del suelo

Los resultados obtenidos de la analítica de las muestras de los tres puntos representativos con presencia de *P. willkommii*, dan como resultado que las parcelas situadas sobre el punto 1 (Parador de Ayamonte) poseen en su mayoría un grado de abundancia/dominancia 2 (25 % grado de cobertura) e incluye 12 parcelas de muestreo en un arco de 300 m del punto central de toma de muestras. En esta localización la media de las variables analizadas presenta un pH 8,4, con conductividad 64,7 $\mu$ S, contenido de agua 0,64 % y un contenido de materia orgánica 0,47 %. En el punto 2 (salinas del Duque), el grado de abundancia/dominancia predominante es 3 (25-50 % de cobertura) con un total de 7 parcelas, con media de pH 5,07, conductividad 214,63  $\mu$ S, contenido de agua 1,36 % y materia orgánica 0,45 %. En el último punto 3 (Cartaya) el grado de abundancia/dominancia da un rango menor, siendo este de 1 (bajo grado de cobertura, <25 %), con pH 8,48, conductividad 119,86  $\mu$ S, contenido de agua 1,5 % y materia orgánica 1 %. Los valores de pH obtenidos, según la clasificación de suelos de Garrido (1993), corresponden en las localizaciones de Ayamonte y Cartaya a suelos de naturaleza básica ( $7,5 \leq \text{pH} \leq 8,5$ ) frente a los suelos muy ácidos ( $\text{pH} < 5,5$ ) de salinas

del Duque. Por tanto, aparecen rangos de pH de medianamente ácido a básico (5,07-8,5), suelos no salinos (conductividad 64,7-214,63  $\mu$ S), contenido de agua bajo (0,64-1,5 %) y contenido muy bajo de materia orgánica (0,45-1 %), característicos de especies colonizadoras de ambientes xéricos.

En Ayamonte obtenemos resultados de 16 % de arena, 13 % de limo y 71 % de arcilla, encuadrándose en terrenos arcillosos. En Cartaya se obtienen valores de 30 % de arena, 20 % de limo y 50 % de arcilla, encuadrándose de nuevo en terrenos arcillosos, y por último en Salinas del Duque encontramos un 40 % de arena, 26 % de limo y 33 % de arcilla, por tanto, nos encontramos con un terreno franco-arcilloso.

Por tanto nos encontramos con una granulometría preponderantemente arcillosa y marginalmente franco-arcillosa. El mayor índice de abundancia/dominancia de las parcelas situadas en las salinas del Duque, con mayores factores limitantes del suelo, indica que esta especie se ve favorecida frente a sus competidoras principales cuando se encuentra sobre sustratos pobres.

## 4. Conclusiones

Los resultados obtenidos en el presente trabajo confirman que *Picris willkommii* se comporta como colonizadora de medios antropizados, pionera en la sucesión secundaria del ecosistema, así como una ruderal versátil en cultivos de secano tradicionales (olivar, almendral, etc.). Se trata de una especie de alta plasticidad, apareciendo en distin-

tos sustratos y gran número de asociaciones fitosociológicas. Debido a la escasez de información sobre la especie, estos resultados ayudarán a una mejor comprensión de su ecología, herramienta imprescindible para su conservación.

## Agradecimientos

A la Universidad de Huelva, y en particular a Adolfo Muñoz, Alejandro Polo, Francisco Javier Macías y Juan Peña, por permitirme el acceso a laboratorios, su ayuda y orientación.

## 5. Referencias

- APG III (2009): «An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III». *Botanical Journal of Linnean Society* 161: 105-121.
- BAÑARES, A., BLANCA, G., GÜEMES, J., MORENO, J. C., y ORTÍZ, S. (eds.) (2004): *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculosa Amenazada de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid. 1.069 pp.
- BARRENO, A. (1984): *Listado de plantas endémicas, raras o amenazadas de España*. Información Ambiental 3, 49-72.
- BLANCA, G., CABEZUDO, B., HERNÁNDEZ-BERMEJO, J.E., HERRERA, C. M., MUÑOZ J., y VALDÉS B., (2000): *Libro rojo de la flora silvestre amenazada de Andalucía*. Tomo II: Especies Vulnerables. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- Boletín Oficial de la Junta de Andalucía (2003): Ley 8/2003, de 28 de octubre de la flora y fauna silvestres. BOJA núm. 218, 12 de noviembre de 2003, 23790-23810.
- Boletín Oficial de la Junta de Andalucía (2012): Decreto 23/2012, de 14 de febrero por el que se regula la conservación y el uso sostenible de la flora y la fauna silvestres y sus hábitats. BOJA núm. 60, 27/03/2012, 114-163.
- Boletín Oficial del Estado (1995): Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, por el que se establecen medidas para garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y la flora silvestres. BOE núm. 310, 28/12/1995, 37310-37333.
- Boletín Oficial del Estado (2016): Legislación consolidada. 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. BOE núm. 46, 23/02/2011, Referencia: BOE-A-2011-3582, 1-29.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1979): *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Ed. Blume. Madrid.
- BURTON, R. M. (1979): «Some plant records from southern Spain». *Lagascalia* 8 (2): 183- 187.
- CABEZUDO, B. ET AL. (2005) *Lista Roja de la flora vascular de Andalucía*. Junta de Andalucía. Sevilla.

CASTROVIEJO, S. (coord.) (1986-2020): *Flora iberica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares*. CSIC. Madrid.

Council of Europe (2002): *Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats*, Bern, 19/09/1979, Appendix I-Strictly protected flora species, Status in force since 1 March 2002. European Treaty Series-No. 1041-24.

Diario Oficial de las Comunidades Europeas (1992): Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. DOCE núm. L 206, 22/07/1992.

ESCUADERO, A., GAVILÁN, R. y RUBIO, A. (1994): «Una breve revisión de técnicas multivariantes aplicables en Fito-sociología». *Botanica Complutensis*, 19: 9-38.

FONT QUER, P. (1989): *Diccionario de Botánica*. Ed. Labor. Barcelona.

GARCÍA MARTÍN, F. (2003): *Ferulago W.D.J. Koch en Castroviejo et al.(eds.) Flora Ibérica 10: 335-343*. CSIC. Madrid.

GARRIDO, M.S. (1993): «Interpretación de Análisis de Suelos». Hojas Divulgadoras nº 5/93. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación (Diagrama 1. Clasificación U.S.D.A. y Tabla 4 Clasificación de suelos según pH).

MONTEAGUDO, F. J., BUTLER, I. Y BASTIDA, F. (2009): «Ecología, biología reproductiva y conservación de *Picris willkommii* (Schultz Bip.) Nyman (Asteraceae): endemismo protegido integrado en pastos terofíticos del suroeste de la Península Ibérica». *Invest. Agrar.: Sist. Recur. For.* 18(1): 28-41.

MONTEAGUDO, F. J., BUTLER, I. (2017): «*Picris willkommii*, endemismo del suroeste de la Península Ibérica amenazado por la destrucción de los pastizales que constituyen su hábitat». *Revista Pastos* 47(1): 33-42.

MORENO, J. C., COORD. (2008): *Lista Roja 2008 de la flora vascular española*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, y Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas), Madrid, 86 pp.

RIVAS-MARTÍNEZ, S. (1987): *Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España*. ICONA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

RIVAS-MARTÍNEZ, S., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F.YLOIDI, J. (1999): «Checklist of plant communities of Iberian Peninsula». *Itinera Geobotanica* 13: 353-451.

SÁNCHEZ GULLÓN, E., BASTIDA, F., BUTLER, I. y MONTEAGUDO, F. J. (2004): *Picris willkommii* (Schultz Bip.) Nyman (Asteraceae) novedad corológica para la comarca natural de la campiña de Huelva (Andalucía, España) *Acta Botanica Malacitana* 29: 299-300.

SÁNCHEZ VILLEGAS, L. (2021): *Estudio descriptivo de comunidades vegetales asociadas a la presencia de Picris willkommii* (Schultz Bip.) Nyman (Asteraceae) en la provincia de Huelva. Trabajo Fin de Grado. Universidad de Huelva. Doc. inéd.

TALAVERA, S., BUIRA, A., GARCÍA, M., TALAVERA, M., PIEDRA, P. Y AEDO, C. (2017): *Flora Iberica XVI (2) Compositae (partim)*. CSIC. Madrid.

TERRAD, A., BALAO, F., CASIMIRO-SORIGUER, R. Y TALAVERA, S. (2006): «Novedades para el Pre-Rif del Jbel Zalagh (Marruecos)». *Acta Botanica Malacitana* 31: 220-221.

VALDÉS, B. Y CALDAS, F. B. (2011): *Picris willkommii*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2011: e.T162283A5568609. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-1.RLST.T162283A5568609.en>. Descargado el 21 de enero de 2018.

## PROPUESTA DE CORREDOR BIOLÓGICO ENTRE LA RESERVA NATURAL YPETÍ Y EL PARQUE NACIONAL CAAZAPÁ EN BASE A CRITERIOS ECOLÓGICOS Y PAISAJÍSTICOS

Rosa Villalba<sup>1</sup>, Monserrat García-Calabrese<sup>2</sup>, María Lidia Aranda<sup>3</sup>, José Espíritu Ibarra<sup>4</sup>

### Resumen

El presente estudio se llevó a cabo en la reserva natural Ypeti y el parque nacional Caazapá ubicados en el departamento de Caazapá. El objetivo general fue proponer un corredor biológico entre las áreas silvestres protegidas (ASP) mencionadas en base a criterios ecológicos y paisajísticos. Mediante criterios paisajísticos se determinaron las áreas núcleos de conservación, utilizando el *software* Conefor 2.6 se determinó la conectividad entre las mismas. También se determinó la aptitud del área de estudio para el desplazamiento de la fauna y se ha modelado un corredor biológico con el *software* Arcgis 10.5. El área de estudio presentó muy baja aptitud (65 %) para el desplazamiento de la fauna. El corredor biológico propuesto mide 47 km y presenta un ancho de 200 m.

**Palabras clave** *corredor biológico, áreas silvestres protegidas, conectividad, áreas núcleo, sistemas de información geográfica*

### Abstract

Proposal for a biological corridor between the ypetí nature reserve and the caazapá national park based on ecological and landscape criteria

The present study was carried out in the Ypeti Natural Reserve and the Caazapá National Park located in the department of Caazapá. The general objective was to propose a biological corridor between the mentioned Protected Wild Areas (ASP) based on ecological and landscape criteria. Through landscape criteria, the core conservation areas were determined, with the cone for 2.6 software the connectivity between them was determined. The aptitude of the study area for the movement of fauna was also determined and a biological corridor was modeled with the Arcgis 10.5 software. The study area presented very low aptitude (65 %) for the movement of fauna. The proposed biological corridor is 47 kilometers long and 200 meters wide.

**Keywords** *biological corridor, protected wild areas, connectivity, core areas, geographic information systems*

<sup>1</sup>Facultad de Ciencias agrarias, Universidad Nacional de Asunción<sup>1,3,4</sup>. Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Asunción<sup>2</sup>. [rosavillalba889@gmail.com](mailto:rosavillalba889@gmail.com)<sup>1</sup>, [monserratgarcia-calabrese@gmail.com](mailto:monserratgarcia-calabrese@gmail.com)<sup>2</sup>, [liliarandae@gmail.com](mailto:liliarandae@gmail.com)<sup>3</sup>, [jeia04@hotmail.com](mailto:jeia04@hotmail.com)<sup>4</sup>

## 1. Introducción

Ha sido imposible detener el cambio de uso de suelo en Paraguay a pesar de la existencia de leyes que protegen los bosques (Imbach *et al.*, 2016). Los bosques están siendo amenazados por la conversión a otras formas de uso del suelo; agravado por el aumento de las necesidades humanas, la expansión agrícola y por la falta de un adecuado ordenamiento territorial. Debido a esa problemática la ecología del paisaje ha desarrollado una serie de métricas espaciales que tratan de analizar la heterogeneidad de los paisajes y la estructura espacial de los cambios que se producen en ellos. Son unos instrumentos ampliamente utilizados en el análisis y estudio de la estructura, función y cambios en los paisajes (Aguilera, 2010). La fragmentación conlleva la pérdida de hábitats de las especies, siendo uno de los principales factores asociados a la pérdida de biodiversidad a nivel global. El conocimiento del estado de fragmentación y transformación de un paisaje boscoso es crucial para una adecuada planificación y conservación de la biodiversidad. El efecto de la fragmentación puede variar dependiendo de la capacidad o incapacidad de las especies de tolerarla (Hernández, 2014; Otavo y Echeverría, 2017).

## 2. Materiales y métodos

El parque nacional caazapá y la reserva natural Ypetí se encuentran ubicadas en la región oriental del Paraguay (Figura 1), específicamente en el departamento de Caazapá (Macedo y Villalba 2011; Clark 2016). La investigación ha analizado el

La reserva natural Ypetí y el Parque nacional Caazapá albergan muestras representativas de la ecorregión del bosque atlántico del Alto Paraná (BAAPA), el BAAPA ha perdido 6000 km<sup>2</sup> de bosque entre el 2003 y 2013 a una tasa anual del 1,8 % (600 km<sup>2</sup>), causada principalmente por los desmontes de grandes áreas para la producción agrícola mecanizada, los resultados demostraron un incremento en el proceso de fragmentación en la última década en la zona ocasionando una gran presión sobre los remanentes aislados de bosque (Da ponte *et al.*, 2017). La reserva natural Ypetí se encuentra distante a 40 kilómetros del parque nacional Caazapá y presenta una conectividad baja, para que exista un intercambio del flujo genético de las especies es necesario diseñar un corredor biológico continuo ya que la misma proporcionaría una senda de conexión entre hábitats facilitando el movimiento de las especies (Bennet, 2004; Macedo y Villalba, 2011).

Por lo expuesto se propone los siguientes objetivos específicos: a) evaluar la conectividad estructural entre núcleos de conservación y las Áreas Silvestres Protegidas analizadas; b) elaborar el mapa de aptitud del suelo para el desplazamiento de la fauna; y c) modelar un corredor biológico.

área (347.659,477 hectáreas) que existe entre ambas ASP con el objetivo de proponer el corredor biológico entre las mismas.

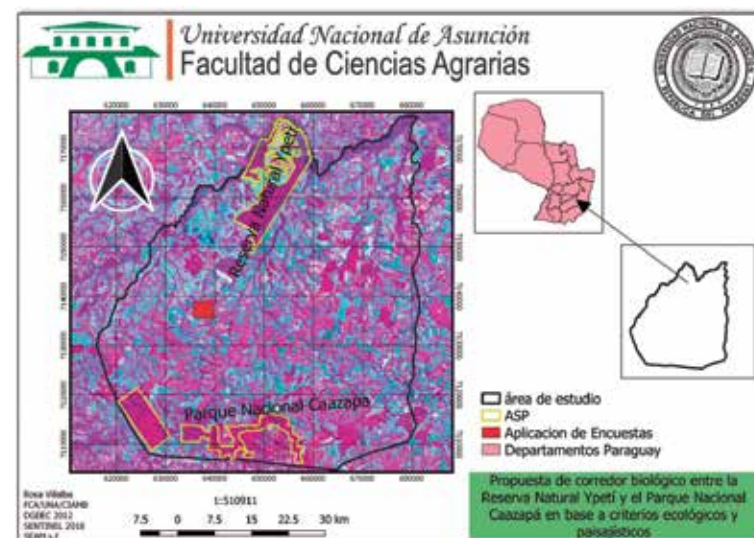


Figura 1. Mapa de ubicación del área de estudio.

### 2.1. Evaluación de la conectividad estructural entre los núcleos de conservación y las ASP

Primeramente, se identificaron las áreas núcleo de conservación de bosques y posteriormente se analizó la conectividad estructural de los parches. El área, la forma y el aislamiento son los principales indicadores para determinar el efecto de la fragmentación (Kattan, citado por Colorado *et al.*, 2017). Por ello para la determinación de los núcleos de conservación se establecieron indicadores paisajísticos: a) forma, b) aislamiento, y c) área. En la siguiente tabla se puede apreciar los objetivos planteados en esta investigación junto con sus variables e indicadores.

Con el *software* V-Late 2.0 se analizó el aislamiento entre los parches de bosque, la capa de cobertura forestal utilizada fue producto de la investigación de Da Ponte *et al.*, (2017). La forma y el área de cada parche de bosque fue determinada con herramientas del

*software* Arcgis, se calculó del índice de Patton relacionado a la forma y se consideró viable aquellos parches cuyos valores se encontraban entre 1,25 y 1,75 por poseer formas regulares. Los *shapes* de forma, aislamiento y área fueron convertidos a ráster y estandarizados a una escala de 0 a 100, posteriormente fueron sumados con la ayuda de la calculadora ráster.

Para la superposición de los indicadores se realizó una consulta a ocho expertos a través de la metodología de Saaty para determinar el grado de importancia de cada indicador en la suma. En la Ecuación 1 se presentan los pesos obtenidos mediante el análisis multicriterio. Siendo el tamaño el de mayor importancia para los expertos.

Núcleos de conservación = (área x 0,48363321) + (forma x 0,22649771) + (aislamiento x 0,28986908) Ecuación 1

Objetivos específicos	VARIABLES	Indicadores
Evaluar la conectividad estructural entre núcleos de conservación y las ASP	Criterios paisajísticos	Área, forma, aislamiento
	Índice integral de conectividad	Intra, flux, connector
Elaborar la capa de aptitud del suelo para el desplazamiento de la fauna	Criterios ecológicos	Distancia a carreteras, distancia a fincas, distancia a viviendas, distancia a cursos hídricos, conflicto de uso del suelo, cobertura actual
		Criterios paisajísticos
Modelar un corredor biológico	Red de conectividad	Corredor

Tabla 1. Variables e indicadores de acuerdo a los objetivos específicos.

Elaboración propia. Fuente: adaptado de Céspedes, 2006; Saura y Pascual, citados por Serrano, 2015; Colorado *et al.*, 2017.

La conectividad estructural entre los parches de bosques se determinó con el *software* Conefor, para ello se calculó el índice integral de conectividad (IIC) en donde se utilizaron los parches de bosques núcleo (nodos), y a partir de ellos se determinaron los enlaces, que representan las distancias entre parches de bosque. Se seleccionó una distancia de 3000 m, que representa de distancia de dispersión corta para micro mamíferos y aves (Foppen, citado por Mikel, 2009). Los resultados se clasificaron en cinco categorías, muy bajo, bajo, medio, alto y muy alto (Serrano, 2015). Se optó por esa distancia al estar relacionada con el ancho óptimo del corredor biológico, que es de 100 m para aves y micromamíferos, también debido a la falta de datos sobre movilización de especies en el departamento de Caazapá, Paraguay.

## 2.2. Elaboración del mapa de aptitud del suelo para el desplazamiento de la fauna

En esta etapa se estableció la aptitud de cada porción de suelo del área de estudio para el desplazamiento de la fauna en base a metodología adaptada de Céspedes, 2006 y Morillo, 2016. Esta metodología asume que mientras mayor es el valor para la conectividad estructural de los parches de bosques menor es la dificultad al desplazamiento para la fauna.

Los indicadores ecológicos como distancia a fincas, cursos hídricos, viviendas y carreteras fueron estandarizados a una escala de 0 a 100 y posteriormente fueron combinados mediante una suma en la calculadora ráster. La importancia de cada indicador fue determinada mediante un análisis multicriterio con la metodología Saaty, los pesos obtenidos de la consulta a los expertos se presentan en la Ecuación 2. Finalmente, cada criterio fue multiplicado por su peso, el mapa resultante fue cla-

sificado en 5 categorías: muy bajo, bajo, medio, alto, y muy alto.

-Criterios ecológicos= (Distancia a fincas x 0.06446591) + (Distancia a carreteras x 0.11809977) + (Distancia a poblados x 0.09439683) + (Distancia a cursos hídricos x 0.29382382) + (Cobertura actual x 0.28065114) + (Conflicto de uso del suelo x 0.14856253) Ecuación 2.

El mapa de aptitud del suelo para el desplazamiento de la fauna fue obtenido mediante la suma de los indicadores paisajísticos y ecológicos multiplicados por sus pesos correspondientes, también obtenidos de la consulta a expertos (Ecuación 3).

-Aptitud del suelo para el desplazamiento de la fauna= (Criterios paisajísticos estandarizado x 0.575) + (Criterios ecológicos estandarizado x 0.425). Ecuación 3.

## 2.3. Modelar un corredor biológico

Las herramientas utilizadas para diseñar el corredor biológico fueron *weighted overlay*, *cost distance*, *cost back link*, y *cost path* del *software* Arc.Gis. El ancho óptimo utilizado para el corredor establecido fue de 100 m según la recomendación de investigaciones similares, este valor es para el uso de aves y micromamíferos (Colorado *et al.* 2017; Ruiz *et al.* 2012).

## 3. Resultados y discusión

### 3.1. Evaluación de la conectividad estructural entre los núcleos de conservación y las ASP

De los 3800 parches de bosques analizados solo 3420 fragmentos fueron considerados como núcleos de conservación, donde nueve corresponden a la categoría de calidad de parche «muy alta», un parche en la categoría «alta» y 3410 parches con calidad «media». Cabe resaltar que los parches de calidad «muy baja» y «baja» fueron descartados del estudio. En la Figura 3 se observa que la cantidad de parches de bosques núcleo es elevada, la razón principal se encuentra relacionada con el peso asignado por los expertos, los mismos consideraron que la capa de área, es decir el tamaño de los parches es el indicador de mayor importancia para la delimitación de áreas núcleo o de prioridad para la conservación. Las áreas de mayor calidad son el parque nacional Caazapá y una porción de la reserva natural Ypetí.

La conectividad entre las áreas núcleo de conservación se dividieron en cinco categorías siguiendo la metodología de Serrano (2015), para la categoría de muy baja conectividad se encontraron 3406 parches de bosques (99,82 % de las áreas núcleo), para la categoría de baja conectividad se encontraron 4 parches de bosques (0,12 % de las áreas núcleo). En la de mediana y muy alta conectividad se encontró un parche para cada uno (0,03 % de las áreas núcleo); en la porción de alta conectividad no se encontró ningún parche de bosque: el resultado se puede observar en la Figura 4. Esto se puede deber a la superficie de los parches de bosques, su forma y su aislamiento, ya que según Martín (2006) el área de cada parche es quizás la información más útil e importante que contiene el paisaje desde el



Nº parches	Valor del IIC	IIC intra	IIC flux	IIC connector
3412	197.639	45.707	108.585	43.346

Tabla 2. Valores obtenidos por coneфор. Elaboración propia (2019).

punto de vista ecológico, ya que indica la biodiversidad del mismo y su grado de fragmentación. Saura *et al.* (2011) apoya al señalar que la conectividad de los bosques no se puede evaluar separadamente de la cantidad de superficie arbolada, dado que el máximo de conectividad en una determinada zona de estudio se da precisamente cuando toda ella está completamente cubierta por bosques.

Los valores obtenidos por el programa Coneфор se observa en la Tabla 1. La fracción intra representa el 23 % del IIC, mientras que la fracción flux representa el 55 % del IIC, y connector el 22 % del IIC. Esto indica que la conectividad intrafragmento es muy baja, esto se debe a las superficies pequeñas, indicando que los parches casi no proporcionan hábitat ni recursos, lo mismo pasa con la importancia de los parches para el mantenimiento de la conectividad, solo son importantes en un 22 %. Esto se puede deber a lo anterior, el valor más elevado es de flux 55 %, es decir que es más probable que las especies circulen por dichos parches para llegar a parches con más recursos.

### 3.2. Elaboración del mapa de aptitud del suelo para el desplazamiento de la fauna y diseño del corredor biológico

El suelo de «muy alta» aptitud (Figura 5) para el desplazamiento de la fauna ocupa el 6,3 %, abarca en su mayor parte a los bosques del parque nacional Caazapá, y también cauces hídricos. Las zonas

de «alta» aptitud ocupan el 12,4 %, en donde se encuentran bosques de gran tamaño y gran parte de la reserva natural Ypetí, y en menor proporción bosques más pequeños que bordean a cursos de agua. En cuanto a las zonas de aptitud «media» representan el 7 % del área de estudio, representado por bosques ribereños, pequeños parches de bosques y en menor proporción plantaciones forestales de producción. El de «baja» aptitud ocupa el 9,4 %, abarca en su mayor parte a pastizales, y pequeños parches boscosos, y casi la totalidad de las plantaciones forestales de producción. Las de «muy baja» aptitud representan el 65 % del área de estudio, donde se encuentran mayormente cultivos, estructuras urbanas, carreteras, y cursos de agua y también algunas plantaciones forestales de producción.

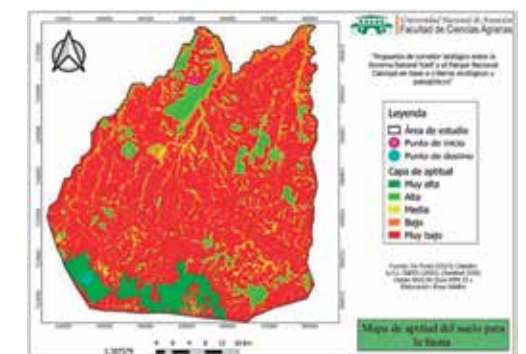


Figura 4. Mapa de aptitud del suelo para el desplazamiento de la fauna. Fuente: elaboración propia (2019).

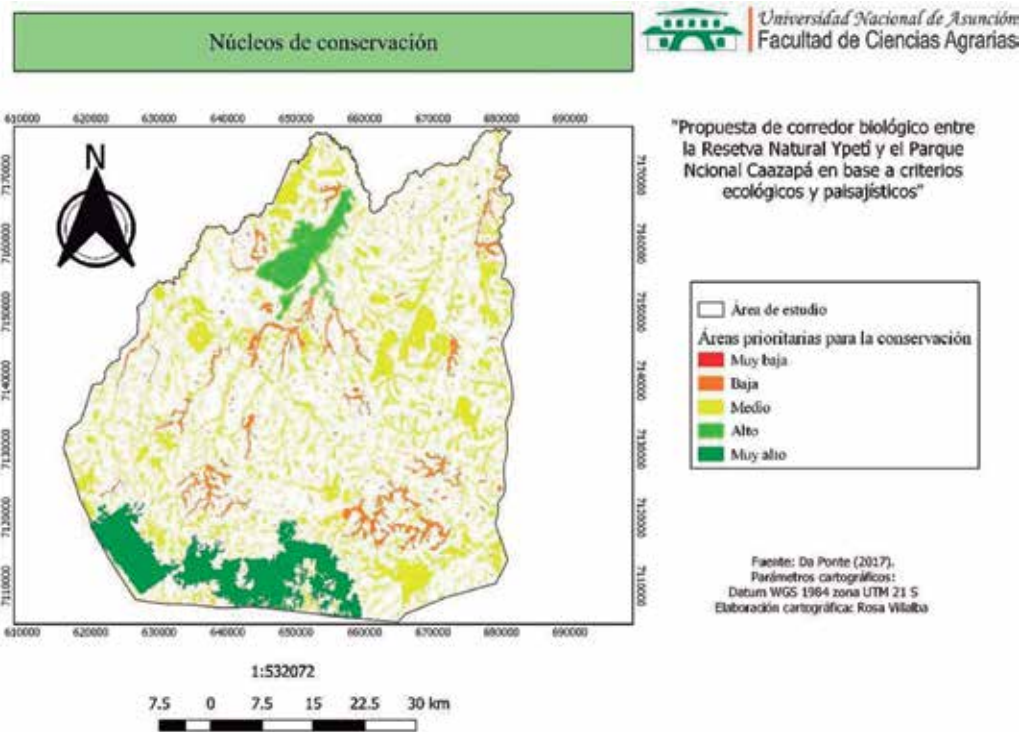


Figura 2. Áreas núcleo de conservación (Áreas prioritarias). Fuente: elaboración propia (2019).

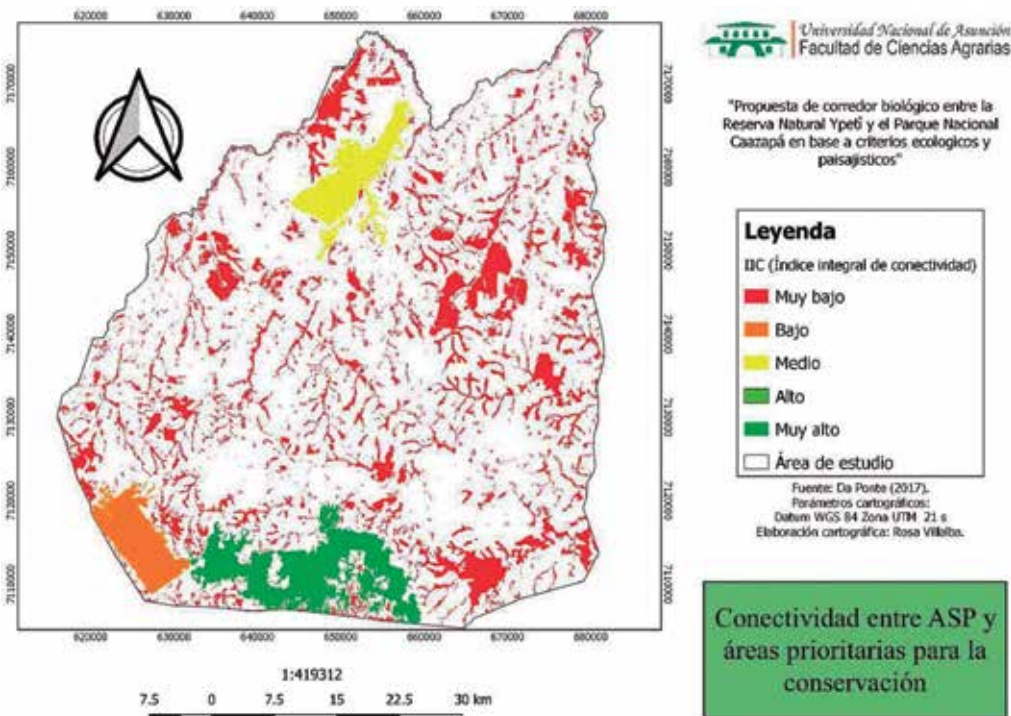


Figura 3 conectividad entre núcleos de conservación. Fuente: elaboración propia (2019).

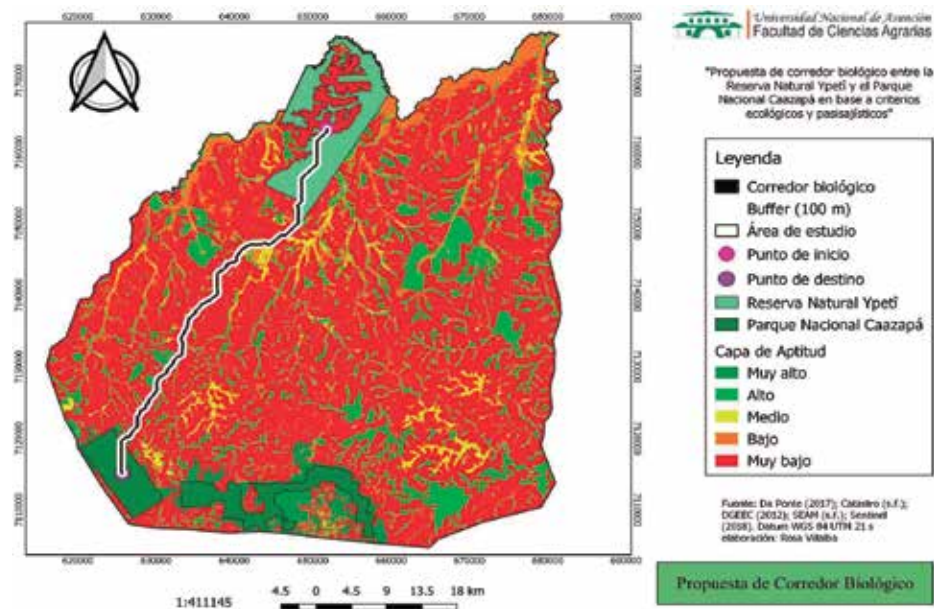


Figura 5. Propuesta de corredor biológico. Fuente: elaboración propia (2019).

### 3.3 Corredor biológico propuesto

El diseño del corredor se basó en un diseño estructural y no en un diseño funcional. Esto fue debido a la falta de datos sobre especies paraguayas en la zona de estudio, por esta razón la investigación se basó en criterios del paisaje y ecológicos para su diseño. Existen dos componentes que influyen en la conectividad para una especie, uno es estructural y el otro de comportamiento (Bennett 2004). El corredor propuesto (Figura 5) presenta una distancia de aproximadamente 47 kilómetros (46787 metros), a este corredor se le añadió un *buffer* de 100 m como ancho óptimo basándonos en autores que realizaron estudios similares, para el uso de algunas especies animales como pequeños y medianos mamíferos y aves (IAVH, citado por Ruiz 2012).

Se observa que el corredor propuesto atraviesa mayormente bosques ribereños (75 %), pastizales (7 %) y agua (1 %) situación que podría minimizar esfuerzos. Par-

te del corredor atraviesa zonas de cultivo (19 %) que podría reforestarse mediante el mecanismo de pago por servicios ambientales. Esto es bueno ya que los ríos y riberas tienen importancia en el funcionamiento del paisaje tanto por sus funciones de hábitat como de corredor; es fundamental para los animales que se alimentan o refugian en estos hábitats durante la estación seca o para otras especies que utilizan los ríos en sus desplazamientos (Galiano *et al.*, Montes *et al.*, Sterling, citados por la Junta de Andalucía 2002).

Los arroyos principales por donde transita el corredor es iniciando en una porción del arroyo Ypety Guazu, luego pasando por una gran porción del arroyo Ypety-Mi hasta llegar al arroyo Ytay, se podría reforestar a cada margen de los mismos, basándose en la Ley 4241/11 de restablecimiento de bosques protectores de cauces hídricos dentro del territorio nacional, la misma menciona que «los

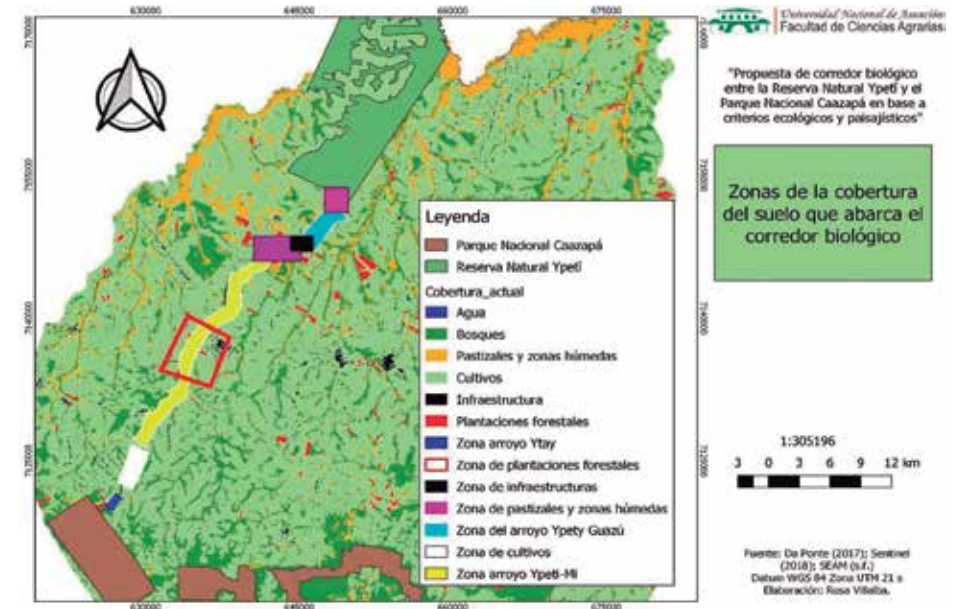


Figura 6. Zonas de la cobertura del suelo que abarca el corredor biológico.

bosques protectores deben ser conservados permanentemente en su estado natural, las propiedades que no las hayan conservado deberán restablecerla con especies nativas para recuperarlos y con-

servarlos». También se debería reforestar algunas zonas de cultivos, para esto se podría implementar proyectos de pago por servicios ambientales. Lo siguiente se puede observar en la Figura 6.

## 4. Conclusiones y recomendaciones

Respecto a la aptitud del suelo para el desplazamiento de la fauna se observó que las zonas de «muy alta» aptitud ocupan el 6,3 % del área de estudio, las de «alta» aptitud el 12,4 % mientras que las de «muy baja» (65 %). El corredor propuesto en la mayor parte de su trayecto abarca bosques ribereños, pastizales, y algunas plantaciones forestales y cultivos exten-

sivos; el corredor presenta una distancia de 47 km, con un ancho de 100 m. Se recomienda reforestar los márgenes de los ríos y las zonas de producción por donde atraviesa el corredor. Además, es necesario realizar un ordenamiento urbano del territorio en la zona debido a que la presencia de caminos representa un riesgo para la fauna que pudiera utilizar el corredor.

## 5. Referencias

AGUILERA, F. (2010): «Aplicación de métricas de ecología del paisaje para el análisis de patrones de ocupación urbana en el Área Metropolitana de Granada». *Rev. científicas complutenses.*, 30, 9-29. <http://revistas.ucm.es/index.php/AGUC/article/view/AGUC1010220009A/30701>



BENNET, A. F. (2004): *Enlazando el Paisaje: El Papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre*. [http://svsch.ceachile.cl/e-Biblioteca/Documentos/Biodiversidad/2004\\_Corredores\\_Biologicos.pdf](http://svsch.ceachile.cl/e-Biblioteca/Documentos/Biodiversidad/2004_Corredores_Biologicos.pdf). Consulta 08 noviembre de 2018.

CLARK, P. (2016): *La importancia del Parque Nacional Caazapá*. <https://parquesnacionalesdelparaguay.blogspot.com/2016/01/la-importancia-del-parque-nacional.html>. Consulta 07 abril 2018.

CÉSPEDES, M. A. (2006): *Diseño de una red ecológica de conservación entre la Reserva de Biosfera La Amistad y las áreas protegidas del Área de Conservación*. <http://www.sidalc.net/REPD0C/A1003E/A1003E.PDF>. Consulta 20 octubre de 2018.

COLORADO ZULUAGA, G. J., VÁSQUEZ MUÑOZ, J. L., MAZO ZULUAGA, IN. (2017): «Modelo de conectividad ecológica de fragmentos de bosque andino en santa elena (Medellín Colombia)», *Acta biol. Colomb.*, 22, 379-393. <https://bit.ly/3g62pH3>

DA PONTE, E., MACK, B., WOHLFART, C., RODAS, O., FLECKENSTEIN, M., OPPELT, N., DECH, S., KUENZER, C. (2017): «Assessing Forest Cover Dynamics and Forest Perception in the Atlantic Forest of Paraguay, Combining Remote Sensing and Household Level Data», *Forest.*, 8, 389. <https://doi.org/10.3390/f8100389>

GARCÍA CALABRESE, M. V. (2017): *Propuesta de áreas prioritarias para el pago por servicios ambientales de la región occidental, Paraguay*. Universidad Nacional de Asunción.

HERNÁNDEZ RAMÍREZ, A. M. (2014): *En el umbral de la extinción*. <https://issuu.com/conabio/docs/biodiv113>. Consulta 14 abril de 2018.

IMBACH, P., ROBALINO, J., ZAMORA, J. C., BRENES, C., SANDOVAL, C., PACAY, E., CIFUENTES-JARA, M., LABBATE, G. (2016): *Escenarios de deforestación futura en Paraguay*. <https://bit.ly/3HdV83z>. Consulta 09 abril de 2018.

Junta de Andalucía. 2002. *Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos (en línea)*. Consultado 30 abr 2018. Disponible en <https://bit.ly/344dVQz>

MACEDO, A. M., VILLALBA MARÍN, J. (2011): *Plan de Manejo Reserva Natural Ypetí: periodo 2011-2016*. <https://bit.ly/3o7EY4A>. Consulta 01 abril de 2018.

MARTÍN RAMOS, B (2016): *Estudio sobre la fragmentación de los hábitats de la red natura 2000 afectados por el peit (plan estratégico de infraestructuras y transporte)*. <https://oa.upm.es/1209/>. Consulta 20 noviembre de 2018.

MIKEL GURRUTXAGA, SV., LOZANO VALENCIA, PJ. (2009): «Función y estructura de los corredores ecológicos, una revisión para su implementación dentro de la ordenación y gestión del paisaje», *Ecología.*, 22, 11-21. [https://www.mapa.gob.es/ministerio/pags/Biblioteca/Revistas/pdf\\_REPN%20FECO\\_2008\\_22\\_11\\_21.pdf](https://www.mapa.gob.es/ministerio/pags/Biblioteca/Revistas/pdf_REPN%20FECO_2008_22_11_21.pdf)

MORILLO VILLARREAL, IB. (2016): *Propuesta de una red de áreas naturales protegidas para el Ecuador continental*. <https://eprints.ucm.es/id/eprint/36209/1/T36933.pdf>. Consulta 19 octubre de 2018.

OTAVO, S., ECHEVERRÍA, C. (2017): «Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad», *RMB.*, 88, 924-935. <https://doi.org/https://dx.doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.041>.

Paraguay. (2011). *Ley 4241 de restablecimiento de bosques protectores*. <https://bit.ly/3G7OavX>. Consulta 01 junio 2019.

RUIZ OSORIO, C., CARDONA HERNÁNDEZ, D., DUQUE, J. L. (2012): «Corredores biológicos una estrategia de recuperación en paisajes altamente fragmentados: estudio de caso Microcuenca La Bolsa, municipio de Marinilla», *Rev. Gestión y Ambiente.*, 15, 7-18. <https://www.redalyc.org/pdf/1694/169424101002.pdf>

SAURA MARTÍNEZ DE TODA, S., GONZÁLEZ ÁVILA, S., ELENA ROSSELLÓ, R. (2011): «Evaluación de los cambios en la conectividad de los bosques: El índice del área conexas equivalente y su aplicación a los bosques de Castilla y León»,

REV. MONTES., 106, 15-21. [http://www.conefor.org/files/usuarios/Saura\\_et\\_al\\_2011\\_Montes\\_short\\_paper\\_version.pdf](http://www.conefor.org/files/usuarios/Saura_et_al_2011_Montes_short_paper_version.pdf)

SERRANO RAMÍREZ, E. (2015): *Análisis de conectividad para bosque templado en tres Áreas Naturales Protegidas del eje neovolcánico transversal*. <https://bit.ly/34hSdlH>. Consulta 15 diciembre de 2018.

## BLOQUE 3 PATRIMONIO NATURAL Y CULTURAL

# LA CONVIVENCIA HISTÓRICA DE LA SOCIEDAD CON LA LAURISILVA EN UN NÚCLEO DE POBLACIÓN. EL BOSQUE DEL ADELANTADO (LA ESPERANZA, TENERIFE, I. CANARIAS)

María Eugenia Arozena Concepción<sup>1</sup> y Víctor Manuel Martín Febles<sup>2</sup>

## Resumen

El bosque del Adelantado, también llamado bosque de la Virgen, es un pequeño enclave de laurisilva situado en un barranco en pleno casco de la villa de La Esperanza. En unas condiciones climáticas propicias para el monteverde, este bosque forma parte de un paisaje caracterizado por poblamiento, campos agrícolas y plantaciones de pinos y eucaliptos. La excepcionalidad de su presencia ha llevado a subrayar sus indiscutibles valores naturales. La realización de inventarios florísticos, perfiles de vegetación y secciones forestales ha desvelado su juventud y su llamativa pobreza en especies arbóreas propias de la laurisilva canaria. El resultado de la consulta bibliográfica, del trabajo de campo y de las entrevistas a algunos vecinos permite afirmar que se trata de un bosque muy antropizado.

**Palabras clave** *laurisilva, paisaje forestal, parque urbano, La Esperanza, Tenerife*

## Abstract

Historical coexistence of society with the laurel forest in a population center. Bosque del Adelantado (La Esperanza, Tenerife, Islas Canarias)

Bosque del Adelantado, also known as Bosque de la Virgen, is a small enclave of laurel forest located in a ravine in the heart of the village of La Esperanza. In climatic conditions favorable to monteverde, this forest forms part of a landscape characterized by settlement, agricultural fields and pine and eucalyptus plantations. The exceptional nature of its presence has led to the highlighting of its indisputable natural values. Floristic inventories, vegetation profiles and forest sections have revealed its youth and the striking poverty of the Canarian laurel forest in terms of tree species. The results of bibliographical review, fieldwork and interviews with some of the local residents show that this is a largely humanized forest.

**Keywords** *laurel forest, forest landscape, urban park, La Esperanza, Tenerife.*

<sup>1</sup>Dpto. de Geografía e Hª, Universidad de La Laguna. <sup>2</sup>Parque Nacional del Teide, Cabildo de Tenerife. <sup>1</sup>maearozena@gmail.com, <sup>2</sup>victorteide@gmail.com



## 1. Introducción

La villa de La Esperanza se sitúa a 875 m de altitud, en el contacto de la amplia vega de La Laguna-Los Rodeos con la dorsal volcánica de Pedro Gil, o cordillera dorsal de la isla (Figura 1). Esta localización ha sido determinante para su historia socioeconómica y, por derivación, para el entendimiento del paisaje en que se enclava el bosque del Adelantado. Su altitud y su orientación al NE, con un efecto regular de humedad del alisio, y la proximidad de extensos terrenos llanos y muy fértiles han sido decisivos para su tradicional riqueza agrícola y ganadera. Hasta comienzos del siglo XX estas actividades se orientaron al autoconsumo, pero a partir de la mitad de ese siglo pierden importancia a favor del sector servicios, a medida que todo el municipio del Rosario, del que La Esperanza es la cabeza administrativa, comienza a tener un considerable aumento de población, asociado al desarrollo de los sectores suburbanos de la metrópolis capitalina. Sin embargo, aún hoy se mantiene una ganadería residual y una extensa superficie dedicada al cultivo de la papa y de la viña, junto con frutales de autoconsumo.

La Esperanza proporcionó a los conquistadores de la isla extensos bosques que fueron explotados incontroladamente desde el primer momento, tanto para la construcción de las edificaciones de San Cristóbal de La Laguna, primera capital de la isla, como para las necesidades de los carpinteros de ribera de la antigua Añaza, hoy Santa Cruz de Tenerife y actual capital (Ortega Abraham, 1983). Así, el paisaje forestal original sufrió una inmediata y profunda transformación.

Hoy los bosques próximos a La Esperanza están constituidos en su mayor parte por plantaciones llevadas a cabo a lo largo de la primera mitad del siglo XX con especies exóticas y con pino canario. Junto a ellas, casi siempre formando los estratos forestales más bajos, viven expresiones jóvenes de monteverde, que indican la potencialidad natural de esta área. Aunque en las medianías del norte de Tenerife son cada vez más abundantes y extensos los brezales que corresponden a la recuperación del monteverde en los espacios antiguamente explotados, sigue siendo extraordinaria la presencia de laurisilva, con árboles de hoja plana, fuera de las áreas protegidas. Esta es la razón de la excepcionalidad y, por tanto, del interés del bosque del Adelantado en un espacio muy humanizado (Figura 1).

Es evidente que el carácter insólito de la ubicación de este bosque tiene que ver con la historia del lugar, pero gran parte de las referencias a ella son unas veces ambiguas y otras contradictorias. Hay constancia de las talas producidas a lo largo de la historia en el monte de La Esperanza (Quirantes González *et al.*, 2011); también hay testimonio de las plantaciones efectuadas a partir de 1940 (del Arco Aguilar *et al.*, 1992). Pero de lo que no hay ninguna certeza es de si los pinos convivían originalmente con la laurisilva ni de si las coníferas que hoy vemos fueron plantadas en el área potencial de ésta. Ceballos y Ortuño (1951) señalan que la vegetación natural del sector más bajo de la cordillera dorsal era laurisilva; sin embargo, Quirantes González *et al.* (2011, p. 57) especifican

que en los siglos XVI y XVII las principales zonas de tala para el suministro de la ciudad de La Laguna se encontraban, entre otras, en los montes de la Fuente del Adelantado —donde se encuentra el bosque del mismo nombre— y que ahí se autorizaban licencias para cortar madera de pino, lo que indica, según estos autores, que «el pinar era la principal for-

mación forestal de aquella zona». Lo único que parece claro es que el ambiente climático del área forestal más próxima a la villa de La Esperanza es propicio para la existencia de laurisilva y que no sería raro que algunos pinos descendieran y se integraran en el bosque húmedo, aprovechando los terrenos más rocosos.



Figura 1. Localización del área de estudio y aspecto general del paisaje.

## 2. Objetivos y metodología

Este estudio tiene como objetivo principal reconocer en el paisaje forestal el efecto de la relación que han tenido los habitantes con la laurisilva de este lugar. Para su consecución se ha llevado a cabo un rastreo de la información histórica publicada, complementado con entrevistas a vecinos sobre su conocimiento de acerca de las interven-

ciones realizadas en el bosque en el último siglo. El análisis fitogeográfico es el núcleo principal del estudio y ha consistido en la realización de inventarios florísticos (Braun-Blanquet, 1964) y la recogida de información convencional en este tipo de estudios a través de perfiles de vegetación y secciones forestales.

### 3. El bosque del adelantado en el paisaje de la esperanza

La topografía del entorno de la villa de La Esperanza se caracteriza por una extensa cuesta de suave pendiente que desciende desde la cordillera dorsal hacia el llano de Los Rodeos y que está salpicada por algunos conos volcánicos. La rampa esta mordida por barrancos poco profundos y estrechos que comienzan siendo paralelos y luego van divergiendo hacia el norte, nordeste, este y sureste al llegar a las áreas más llanas. En el sector más próximo al casco urbano de uno de estos canales de drenaje, el barranco de la Fuente, se sitúa el bosque de la Virgen, que se interrumpe en la misma plaza del Adelantado, el centro neurálgico de la villa, en el que se concentran los principales organismos de gestión y de servicios municipales. La mancha forestal cubre 2,5 ha. Tiene una planta alargada en sentido W-E, adaptada al fondo y a las laderas del barranco, desbordando ligeramente la meridional y ocupando la orilla del interfluvio en rampa. Sus límites son absolutamente netos, por lo

que el bosque pasa directamente a las agrupaciones de viviendas y a los terrenos agrícolas. Se trata, por tanto, de un enclave forestal inserto en un paisaje totalmente humanizado (Figura 1). La disposición de la mayor parte de las construcciones sigue el trazado de las calles que delimitan las rampas. En el interior de éstas hay muy pocas viviendas en un mosaico de huertas de papas y campos abandonados, delimitados por setos de *Cytisus scoparius*, *Pteridium aquilinum* y *Rubus ulmifolius*; en algunos de estos matorrales también hay árboles jóvenes de *Erica arborea* y *Morella faya*, a los que a veces se añaden otros de *Laurus novocanariensis*, incluso de *Persea indica*, que pueden alcanzar 18 m de altura. También en las laderas de los barrancos existen alineaciones de árboles de porte similar de *Laurus novocanariensis*, *Morella faya*, *Ilex canariensis*, *Erica arborea* y *Salix canariensis*, entre matorrales densos de *Rubus ulmifolius*.

### 4. El mosaico forestal del bosque Adelantado

A pesar de su escasa extensión, este pequeño enclave forestal presenta varias expresiones de monteverde. Del mismo modo que en otros espacios forestales de las islas, su análisis fitogeográfico sugiere una interpretación más cultural que natural de su geografía interna.

#### 4.1. El peso de la historia en el paisaje forestal

La primera cuestión que se plantea acerca de la historia del bosque del Adelantado es: ¿por qué se ha conservado el

bosque precisamente en este lugar, si la mayor parte del monteverde del municipio fue roturado para la agricultura, el pastoreo y el poblamiento? La respuesta puede tener que ver con el hecho de que poco después de la conquista se prohibiera la tala en los lugares por los que corría el agua y en las cercanías de los nacientes (Galván Alonso, 1993), pues esta mancha forestal se localiza en el barranco de la Fuente, cuyo nombre proviene del manantial que ahí existía, conocido como la fuente del Adelantado, y

en torno al que nació el núcleo urbano de La Esperanza.

De acuerdo con esta posibilidad surge una segunda pregunta: ¿este bosque ha estado siempre presente? Es probable que a lo largo de la historia se hayan mantenido algunos árboles. Probablemente los laureles (*Laurus novocanariensis*) añejos del cauce, pero estos son considerablemente más jóvenes que los ejemplares centenarios de viñátigo (*Persea indica*) que todavía hay en los fondos de barranco de Aguagarcía (Tacoronte, Tenerife) y de la Fuensanta (Garajonay, La Gomera) (Arozena et al., 2017), por lo que no han debido estar ahí durante tanto tiempo.

El tercer aspecto sobre el que es necesario reflexionar es la posible explotación del bosque a lo largo de la historia. Para este preciso lugar no hay documentación que permita corroborarla. Ante esta pregunta algunos vecinos dicen que nunca se aprovechó, bajo el lema «El bosque de la Virgen no se toca»; seguramente esta afirmación se refiere a una tala del conjunto del bosque y solo a una época muy reciente, porque otros lugareños sostienen que este lugar fue repoblado hace más de un siglo con cupresáceas, que luego fueron cortadas —los tocones se pueden ver todavía— y se plantaron viñátigos; incluso hay quien afirma que todo el bosque fue plantado. González Suárez et al. (2017) coinciden en la idea de la intervención forestal al señalar que es un lugar parcialmente reforestado en época reciente y que presenta muchos árboles jóvenes. La repoblación sugiere que donde se llevó a cabo no había bosque en un determinado momento, solo quizás algunos árboles. Respecto a los aprovechamientos que pudieran ha-



Fotografía 1. Carbonera.

ber transformado el bosque sin hacerlo desaparecer, algunos autores afirman que el bosque de la Virgen «tradicionalmente fue utilizado por la población para la obtención de madera y leña, así como para extraer el ramaje con el que se adornaba el pueblo durante las festividades» (Rodríguez Delgado y García Gallo, 2005, p. 8). La existencia de una pequeña carbonera en la ladera orientada al norte (Fotografía 1) es un testimonio de que en algún momento se elaboró allí carbón vegetal, aunque probablemente fuera una explotación aislada, pues los vecinos no recuerdan que en este bosque se hubiera hecho carbón. Solo uno de ellos indicó que su familia metía ganado en el monte, como sugiere la fisonomía forestal de algún sector.

#### 4.2. La estructura interna del bosque

El área ocupada por esta pequeña mancha de laurisilva tiene una longitud oeste-este de 370 m y en el sentido norte-sur oscila entre 60 m, en su sector más bajo y cercano a la villa; 98 m, en su tramo central, y 11 m en su extremo superior. La variación en el tamaño del perfil transversal se debe a las características del barranco, que va haciéndose, en conjunto, menos profundo



hasta desaparecer al ganar en altitud, y a la prolongación del monteverde a la rampa meridional en el tramo central del barranco. Así, la mancha forestal se adapta perfectamente en primer lugar a la topografía y, en segundo lugar, a la ordenación del territorio colindante. Por lo tanto, como en la mayor parte de los espacios con laurisilva, la interacción de estos dos factores, topografía y función

del territorio son las claves de la organización forestal (Arozena y Panareda, 2013; Arozena *et al.*, 2017).

La principal diferencia se reconoce entre el fondo y las laderas, sobre todo en la mitad inferior y más oriental del área forestal. Junto al cauce se concentran los árboles más añejos de todo el conjunto; son ejemplares de *Laurus novocanariensis* que tienen varias genera-

Nº inventario	1	2	3	4	5	6	7	8
UTM 28R	365314	365314	365314	365314	365314	365314	365314	365314
Altitud (m)	947	940	935	949	940	949	950	954
Orientación	SE	SSE	E	NE	N	NE	E	ENE
Inclinación (°)	25	40	45	25	40	20	10	10
Superficie invent. (m²)	250	400	400	250	400	300	400	500
Estrato arbóreo % - m	90-18	100-20	95-20	95-25	100-15	85-12	80-16	90-22
Estrato arbustivo % - m	-	-	-	-	-	5-0,30	10-0,40	<5-0,30
Estrato herbáceo % - m	80-0,20	-	-	<5-0,20	-	-	70-0,20	15-0,40
<i>Erica arborea</i>	3.3	+	1.2	2.2	2.2	4.3	3.4	-
<i>Laurus novocanariensis</i>	1.1	3.4	5.4	4.2	3.3	1.1	2.1	2.2
<i>Persea indica</i>	3.2	4.4	1.1	1.2	3.2	-	3.2	4.1
<i>Picconia excelsa</i>	-	3.3	3.4	-	1.2	+	1.1	2.1
<i>Heberdenia excelsa</i>	-	-	-	-	-	-	+	+
<i>Ilex canariensis</i>	-	-	-	+	-	+	-	-
<i>Viburnum rigidum</i>	+	-	-	+	-	+	-	-
<i>Prunus lusitanica (plant)</i>	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>Rhamnus glandulosa (plant)</i>	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>Juniperus cedrus (plant)</i>	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>Pinus canariensis</i>	-	-	-	-	-	1.1	1.1	2.1
<i>Pinus insignis</i>	-	-	-	2.1	-	-	-	-

<i>Davallia canariensis (epífita)</i>	-	-	1.3	-	-	-	-	-
<i>Asplenium onopteris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	-	-	-	-	+	-	4.4	3.3
<i>Hedera canariensis</i>	-	2.3	2.3	3.2	2.4	3.4	+	3.4
<i>Geranium reuteri</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Asparagus fallax</i>	-	-	-	-	-	-	1.1	-
<i>Smilax aspera</i>	-	+	-	-	-	+	+	1.1
<i>Daphne gnidium</i>	-	+	-	-	-	+	-	-
<i>Galium scabrum</i>	-	-	-	1.2	+	+	+	-
<i>Phyllis nobla</i>	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Rubus ulmifolius</i>	-	-	-	-	-	+	1.2	1.1
<i>Pteridium aquilinum</i>	1.1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Acanthus mollis</i>	3.3	-	-	-	-	-	-	-

Tabla 1. Inventarios florísticos.



Fotografía 2. Laureles añejos de fondo de barranco.



Fotografía 3. Brezal adhesado.

ciones de reproducción vegetativa (Fotografía 2). Estos laureles conviven con pocos brezos (*Erica arborea*) también de muchos años y sin aprovechar; en el cauce hay brezos muertos caídos. Bajo los laureles crecen abundantes brinzales de *Picconia excelsa* y, en menor grado, de *Persea indica* (Tabla 1.3; Figura 2.3). En las laderas los árboles son ya considerablemente más jóvenes. A medida que se

gana en altitud siguiendo el cauce, estas diferencias desaparecen. Los laureles siguen dominando, pero son más jóvenes y conviven con brezos monocaules de edad similar, con *Persea indica* y con grandes ejemplares muy longevos de *Pinus insignis*, que, por su carácter exótico, han tenido que ser plantados (Tabla 1. 4).

El contraste entre las vertientes también es llamativo. En su borde nor-

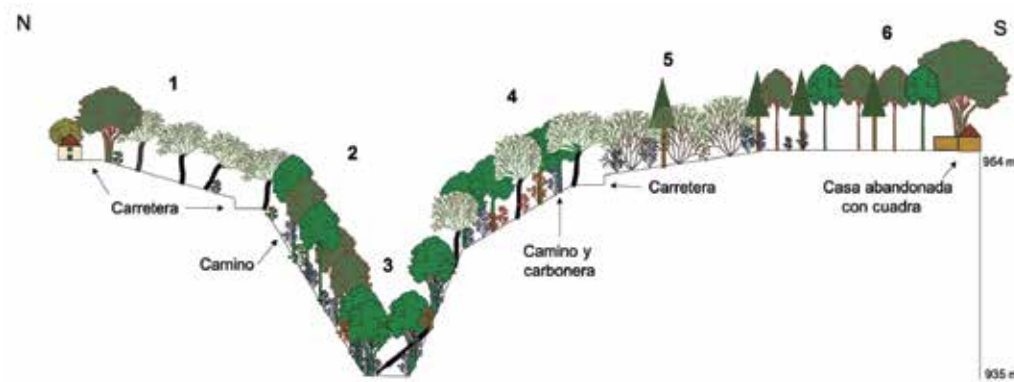


Figura 2. Distribución de las diferentes expresiones forestales según la topografía

1) Brezal adhesionado. 2) Bosque joven y denso de *Laurus novocanariensis* y *Persea indica*, con brinzales de *Laurus novocanariensis* y *Picconia excelsa*. 3) Bosque de fondo con *Laurus novocanariensis* muy longevos. 4) Bosque de *Laurus novocanariensis* y *Erica arborea*. 5) Tallar de *Erica arborea* con *Pinus canariensis*. 6) Bosque adhesionado de *Persea indica*, *Laurus novocanariensis* y *Pinus canariensis*.

te, el bosque se interrumpe por una carretera que lo separa de las viviendas y las huertas. Junto a ella, y en el tramo central del barranco, hay un pequeño brezal antiguo (DHB 35-40 cm) con estructura de dehesa, también delimitado hacia abajo por otra carretera, que discurre por el interior del bosque conectando las dos laderas. No hay árboles más jóvenes y el sotobosque está compuesto solo por un estrato herbáceo de gran cobertura (Tabla 1.1, Figura 2.1, Fotografía 3). En el contacto de este brezal con la carretera superior se encuentra uno de los árboles aparentemente más viejos del bosque del Adelantado (*Persea indica*), que según información de los vecinos forma parte de un grupo que se plantó hace unos 30 años. Por debajo de la vía inferior, aumenta la pendiente, el brezal desaparece y es sustituido por un bosque joven y denso de *Laurus novocanariensis* (DHB 20-25 cm) (Tabla 1.2, Figura 2.2), cuya fisono-

mía es muy diferente a la de los laureles del fondo, advirtiendo de la existencia de dos generaciones muy diferenciadas de árboles. Esta expresión del bosque ya da paso a la laurisilva del cauce.

La ladera meridional muestra una mayor complejidad. Por encima de los longevos laureles del fondo, coincidiendo con una pendiente algo más suave, los árboles son más jóvenes y cada vez hay más brezos, siendo estos los ejemplares de más edad (Tabla 1.5, Figura 2.4). Junto a un camino, en este sector se sitúa la pequeña carbonera citada; la vegetación inmediata a ella es un brezal de edad mediana, con brinzales de laureles, que contrasta con los abundantes árboles —algo característico de las carboneras—, solo hay unas pocas plántulas de laurel, *Asplenium onopteris* y algún *Brachypodium sylvaticum*. Por encima hay una carretera que da paso, en una pendiente bastante

más suave, a un brezal joven de ejemplares pluricaules. Estos brezos tienen la fisonomía propia de los rebrotes de una tala a mata rasa, con gran homogeneidad en el grosor de los vástagos de todos los ejemplares; pueden haber sido aprovechados para la obtención de leña, pero la proximidad de la carbonera y la regularidad de la forma de todos los arbolillos insinúa que pueden haber sido explotados para elaborar carbón vegetal. En este brezal intervenido ya aparece *Pinus canariensis* y recientemente se han efectuado plantaciones con ejemplares muy pequeños de *Juniperus cedrus* y otras especies de laurisilva (Tabla 1.6, Figura 2.5, Fotografía 4). La estructura vertical del bosque, en la que los pinos son los árboles más altos y su sotobosque está compuesto por el árbol pionero del monteverde, sugiere que hubo un momento en que los pinos fueron los únicos árboles existentes en este lugar.

En su límite sur, la mancha forestal se ensancha al desbordar el barranco

y extenderse por la rampa. En el borde se conservan los restos de una casa antigua con una cuadra, cuya presencia puede ayudar a entender las características del bosque en este sitio. Se trata de una formación compuesta por abundantes ejemplares de *Persea indica*, todos de edad similar (DHB 25-30 cm), con algunos laureles coetáneos y *Pinus canariensis* algo más antiguos. No existen árboles de menor tamaño y el sotobosque se reduce a un estrato herbáceo muy cerrado (Tabla 1.8, Figura 2.6, Fotografía 5). Esta forma de monte hueco y la cuadra inmediata insinúan su uso para meter con relativa frecuencia algunas cabezas de ganado. Es sorprendente que este sector de la rampa sea el único lugar del bosque en el que no hay *Erica arborea*; extraña, además, porque en su borde oriental el tallar de brezos de la ladera (Figura 2.6) se prolonga por el llano y convive con el dosel de planifolios (Tabla 1.7).



Fotografía 4. Tallar de *Erica arborea*.





Fotografía 5. Bosque de planifolios adehesado.

### 4.3. Un monteverde con aspectos sorprendentes

Si bien la organización espacial de las diferentes expresiones forestales es la propia del monteverde, siguiendo la topografía y con un efecto patente de los aprovechamientos principales en las cercanías a los sitios habitados, existen algunas singularidades que merecen ser destacadas. En primer lugar, la presencia del pino canario en este enclave plantea la posibilidad de que pudiera formar parte de modo natural de esta laurisilva, pero su distribución actual aporta una información esencial en este sentido. El hecho de que *Pinus canariensis* esté presente solo en dos sectores muy concretos —el área más alta de la margen meridional del barranco y el parque infantil de la entrada al bosque desde el pueblo— parece estar más relacionado con una plantación local que con su desarrollo espontáneo en la masa forestal. En segundo lugar,

es curioso que los árboles más añejos del fondo del barranco sean *Laurus novocanariensis*, cuando lo habitual en el monteverde canario es que sean *Persea indica* o, aunque en menor medida, *Ocotea foetens*. Por último, es muy llamativa la escasez de especies arbóreas del monteverde; la presencia de planifolios se reduce a *Laurus novocanariensis*, *Persea indica* y *Picconia excelsa*, pues *Ilex canariensis*, *Viburnum rigidum* y *Heberdenia excelsa* se limitan a un par de ejemplares de cada una de ellas. Pero lo más extraño es la ausencia de morralla faya, una de las especies arbóreas pioneras y muy abundante en casi toda la laurisilva canaria, incluso con ejemplares de muchos años en los bosques más maduros.

## 5. Reflexiones finales

La interpretación fitogeográfica de las distintas expresiones forestales del barranco de La Fuente contribuye al conocimiento de la historia más reciente de este reducto de laurisilva. Los especiales rasgos de este monteverde pueden ser debidos al modo en que se ha establecido en este lugar y a la manera en que ha evolucionado.

La información aportada por algunos vecinos sobre que la laurisilva del bosque del Adelantado fue en gran parte plantada hace poco menos de un siglo y que no había viñáticos, sino que fueron introducidos en tiempos relativamente recientes, parece reflejarse en sus características actuales. En su mayor parte es un bosque de árboles jóvenes que cuentan una historia corta. Además, las especies arbóreas que lo integran parecen haber sido seleccionadas y no haber entrado de una manera natural. Lo único que tiene un cierto carácter de naturalidad es la dinámica actual. Los brezos añejos próximos al cauce mueren por la falta de luz a medida que los laureles más jóvenes le van proporcionando sombra, lo que indica que en ese sitio concreto se va superando la etapa de abundancia de árboles pioneros. Además, bajo los laureles del fondo y de la parte baja de las laderas hay numerosos arbolillos jóvenes de *Persea indica* y de *Picconia excelsa* que auguran una futura mayor riqueza florística del dosel.

Los aprovechamientos forestales son negados por casi todas las personas consultadas, a pesar de que la estructura forestal de los espacios más cercanos a las viviendas parece atestiguarlos. Es cierto que en una comarca con amplios espacios para la ganadería y con lugares más extensos específicos para el carboneo —Montaña de Carboneras— parezca ilógico que esas prácticas se llevaran a cabo en este pequeño enclave forestal. Sin embargo, lo que el bosque refleja es un uso muy extensivo, complementario a la agricultura y la ganadería de los pastos externos al pueblo, y que los vecinos realizarían junto a sus casas, seguramente en terrenos de su propiedad. Todavía hoy, se observan talas recientes de algunos troncos y/o ramas para obtención de leña.

En definitiva, el actual bosque del Adelantado es una laurisilva muy humanizada, por su origen, por su evolución, y por su uso presente. Hoy es un parque urbano de carácter forestal que tiene el aliciente de que contiene uno de los tipos de bosque más originales de Europa, pero esto no le da naturalidad. Por ello, si al cometido recreativo de este espacio se añade una función didáctica, sería recomendable que se hiciera hincapié en el interés de la relación de las características del bosque con su historia.

### Agradecimientos

A la Universidad de Huelva, y en particular a Adolfo Muñoz, Alejandro Polo, Francisco Javier Macías y Juan Peña, por permitirme el acceso a laboratorios, su ayuda y orientación.

## 6. Referencias

- AROZENA, M. E. y 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. <https://doi.org/10.1080/02723646.2013.817181>.
- AROZENA CONCEPCIÓN, M. E., Panareda Clopés, J. M. y Martín Febles, V. M. (2017): *Los paisajes de la laurel silva canaria*. Santa Cruz de Tenerife, Editorial Kinnamon.
- BRAUN BLANQUET, J. (1964): *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Madrid, Blume Ediciones.
- CEBALLOS, L. y ORTUÑO, F. (1951): *Vegetación y flora forestal de las Canarias Occidentales*. Madrid, Ministerio de Agricultura.
- DEL ARCO AGUILAR, M., PÉREZ DE PAZ, P. L., RODRÍGUEZ DELGADO, O., SALAS PASCUAL, M. y WILDPRET DE LA TORRE, W. (1992): *Atlas cartográfico de los pinares canarios*. II. Tenerife. Santa Cruz de Tenerife, Viceconsejería de Medio Ambiente, Gobierno de Canarias.
- GALVÁN ALONSO, D. (1993): «Los inicios de la deforestación de la Isla de Tenerife y las Ordenanzas del Cabildo sobre la madera», en *Strenae Emmnuelae Marrero Oblatae*, II. La Laguna, Universidad de La Laguna, pp. 373-389.
- GONZÁLEZ SUÁREZ, S., GONZÁLEZ-MONTELONGO, C., LEÓN ARENCIBIA, M. C., LOSADA-LIMA, A. y PÉREZ-VARGAS, I. (2017): «Flora liquenológica del Bosque del Adelantado (El Rosario, Tenerife)», *Vieraea*, 45, pp. 355-366.
- ORTEGA ABRAHAM, L. (1983): *El Rosario*. Santa Cruz de Tenerife, Ilustre Ayuntamiento de El Rosario.
- QUIRANTES GONZÁLEZ, F., NÚÑEZ PESTANO, J. R., GARCÍA MESA, D. A. y VIÑA BRITO, A. (2011): *Los montes de Tenerife a través de su historia*. La Laguna, Servicio de Publicaciones de la Universidad de La Laguna.
- RODRÍGUEZ DELGADO, O. y GARCÍA GALLO, A. (2005): «El Bosque del Adelantado: un reducto de monte-verde como recurso recreativo y didáctico», *Anuario del Instituto de Estudios Canarios*, XLVIII, pp. 7-23.

## VALORACIÓN BIOGEOGRÁFICA COMPARADA DEL ROBLEDAL DE *QUERCUS PETRAEA* DEL MONCAYO (ESPAÑA) Y *NOTHOFAGUS MACROCARPA* DEL PARQUE NACIONAL DE LA CAMPANA (CHILE) A TRAVÉS DE LA METODOLOGÍA LANBIOEVA

M<sup>a</sup> Cristina Díaz Sanz<sup>1</sup>, Roxana Lebuy Castillo<sup>2</sup>, Pedro J. Lozano Valencia<sup>3</sup> y Sergio Rojas Muñoz<sup>4</sup>

### Resumen

Durante los últimos 30 años el grupo de investigación Lurraldeon ha desarrollado un método de inventariado, caracterización y valoración biogeográfica denominado LANBIOEVA (*Landscape Biogeographical Evaluation*). A través del mismo se han estudiado y evaluado un total de 200 formaciones a escala global. En este caso, además del mencionado grupo de investigación se trabaja paralelamente con el personal del Centro CERES de la Pontificia Universidad Católica de Valparaíso. El objetivo principal del presente trabajo es la valoración biogeográfica comparada de dos formaciones diferentes, una en el ámbito peninsular (el robledal de melojo —*Quercus pyrenaica*—) y otra en el ámbito serrano de la región mediterránea de Chile (el robledal de Santiago —*Nothofagus macrocarpa*—). Los valores obtenidos son similares en cuanto al valor natural y el interés de conservación pero superiores en el primer caso dentro de la prioridad de conservación por un nivel de amenaza algo superior.

**Palabras clave** *Quercus pyrenaica*, *Nothofagus macrocarpa*, INCON, PRICON, Moncayo y La Campana

### Abstract

During the last 30 years, the Lurraldeon research group has developed an inventory, characterization and biogeographical evaluation method called LANBIOEVA (*Landscape Biogeographical Evaluation*). Through this method, a total of 200 formations have been studied and evaluated on a global scale. In this case, in addition to the aforementioned research group, we are working in parallel with the staff of the CERES Center of the Pontificia Universidad Católica de Valparaíso. The main objective of the present work is the comparative biogeographic assessment of two different formations, one in the peninsular area (the melojo oak woodland —*Quercus pyrenaica*—) and the other in the mountainous area of the Mediterranean region of Chile (the Santiago oak woodland —*Nothofagus macrocarpa*—). The values obtained are similar in terms of natural value and conservation interest but higher in the former case within the Conservation Priority due to a somewhat higher level of threat.

**Keywords** *Quercus pyrenaica*, *Nothofagus macrocarpa*, INCON, PRICON, Moncayo and La Campana

<sup>1</sup>Universidad de Castilla La Mancha. <sup>2,4</sup>Centro CERES de la Pontificia Universidad Católica de Valparaíso. <sup>3</sup>Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea. <sup>1</sup>tinadiazsanz@gmail.com, <sup>2</sup>geolebuy@gmail.com, <sup>3</sup>pedrojose.lozano@ehu.eus, <sup>4</sup>serojasmunoz@gmail.com

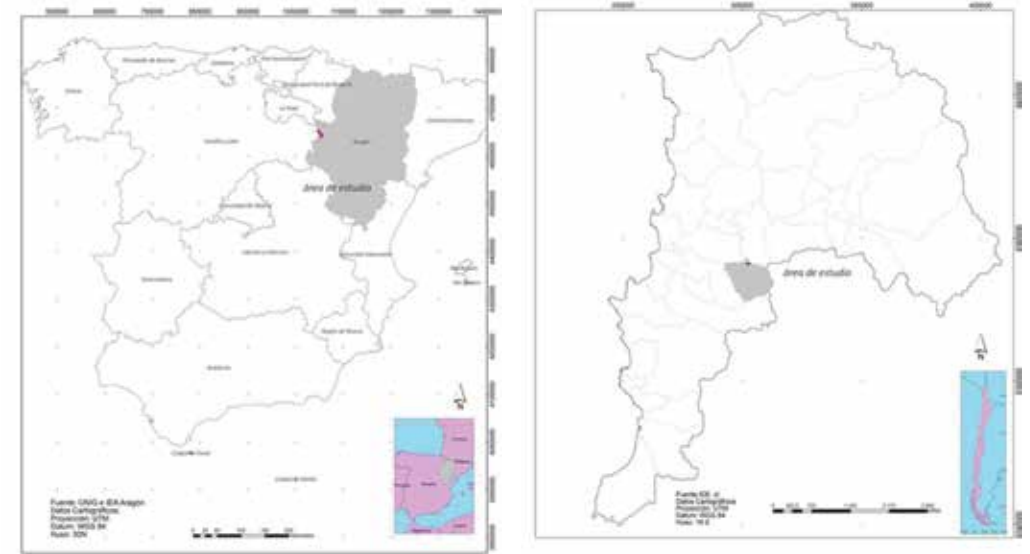
## 1. Introducción

Durante los últimos 30 años el grupo de investigación de I+D+i Lurraldeon ha estudiado, caracterizado y evaluado algo más de 200 formaciones a escala global. Hoy en día se conoce bajo el acrónimo de LANBIOEVA (*Landscape Biogeographical Evaluation*). Tras diversos proyectos de investigación realizados se constató la funcionalidad ecológica y ambiental vicariante de dos formaciones muy parecidas en cuanto a su distribución dentro de ámbitos mediterráneos como son el ibérico y el que aparece en las regiones centrales de Chile. El robledal de roble de Santiago (*Nothofagus macrocarpa*) se dispone dentro del área mediterránea de Chile, pero ocupando un piso de vegetación superior al basal. Muestra unas condiciones de bosque no perenne (al contrario que el bosque esclerófilo chileno que se dispone desde el nivel del Pacífico hasta los 900-1000 m) con requerimientos de mayor precipitación y temperaturas más frescas pero, a la vez, muy condicionado por sustratos mayoritariamente silíceos, suelos magros y una presión antrópica elevada. Por su parte, los robledales de rebollo (*Quercus pyrenaica*) también se disponen dentro del ámbito mediterráneo de interior de la península ibérica, en posiciones por encima (topográficamente) de los encinares y el bosque esclerófilo tanto del interior como de la costa mediterránea, normalmente en ámbitos serranos (aunque esta no es una característica exclusiva) pero sí con suelos silíceos y normalmente no demasiado profundos ni bien estructurados. De la misma manera que ocurría con el robledal de

Santiago, el rebollo también ha estado sometido a una fuerte presión antrópica. Estas características nos inclinaron a pensar en una vicarianza en cuanto a la función y características que ambas formaciones muestran con respecto al contexto biogeográfico regional en el que se insertan.

El roble melojo (*Quercus pyrenaica*) cuenta con un área de distribución relativamente restringida que discurre entre el occidente de Francia y el Rif marroquí. Sin embargo, sus mejores y más conspicuas manchas se encuentran en la Península ibérica, donde se reparte fundamentalmente por aquellos sectores con condiciones bioclimáticas mediterráneas de interior (Uribe-Echebarría y Zorrakin, 2004). Tiene tendencia a situarse en las laderas y piedemontes de las montañas silíceas. Ocupa posiciones intermedias dentro de estos sistemas montañosos de manera que puede situarse entre los 400 y los 1500 m. En los sistemas montañosos del sur, como por ejemplo Sierra Nevada, puede incluso alcanzar los 2000 m (Blanco *et al.*, 1997). En estas posiciones encuentra mejores registros de precipitación que en los pisos basales. Es, de hecho, más exigente que la carrasca (*Quercus ilex* subsp. *rotundifolia*) en cuanto a la humedad, aunque al igual que esta e incluso más, puede soportar condiciones de heladas fuertes y recurrentes. En cuanto a sus requerimientos edáficos, tolera bien pH bajos y suelos sueltos y arenosos, oligotróficos.

En el Moncayo (Mapa 1a) encuentra su óptimo en esos piedemontes altos y medios entre los 800 y los 1200 m.



Mapa 1. Localización de las zonas de estudio (1a. Moncayo, España) y (1b. La Campana, Chile).  
Elaboración propia a partir de la CNIG e IDE Aragón (1a) y IDE cl. (1b).

El melojo rebrota principalmente de cepa o tocón, de manera que en esto se asemeja mucho, también, con lo que ocurre con el roble de Santiago en Chile. Por eso los bosques del Moncayo muestran una facies joven pero bastante desarrollada, con pies que alcanzan los 15-20 metros de altura y un sotobosque con numerosos brinzales de la misma especie junto a un nutrido número de arbustos, lianas y herbáceas (Uribe-Echebarría y Zorrakin, 2004).

Por su parte, el cerro El Roble, precisamente la zona chilena de trabajo (Mapa 1b), marca el límite septentrional de la distribución geográfica del roble de Santiago. Se reparte entre este mismo punto dentro de la región de Valparaíso y los altos de La Cantillana, en la región metropolitana. Es decir, muestra un área de distribución relativamente restringida al sector central del país y, además, cuenta con la condición de

endémico, raro y relictos. En esta localización dentro del parque nacional de La Campana se beneficia de las criptoprecipitaciones y precipitaciones reales propias del choque de las nubes provenientes de la costa. Este bosque se encuentra preferentemente en las quebradas y laderas de exposición sur, suroeste y oeste, tanto en el mencionado sector como en la cuesta La Dormida, entre los 1110 y los 1500 m (Looser, 1927).

Su aspecto es el de un bosque o renoval alto denso, acompañado por matorrales de diversas clases, que en ciertas localidades hacen variar el paisaje hacia una estepa arbustiva. Cuando las especies principales son *Nothofagus macrocarpa* y *Cryptocarya alba* (Gajardo, 1994; Alcaras, 2010).

Su condición actual no le permite constituir formaciones primarias ya que han sido explotados, quemados y talados desde tiempos coloniales debi-



do a la buena calidad de su madera, y además debido a la cercanía de estos bosques con grandes centros urbanos como Santiago (Ormazabal & Benoit, 1987). Hoy en día, los renovales que se encuentran desprotegidos siguen siendo explotados. Se considera que se va recuperando poco a poco e incluso algunos ejemplares comienzan a produ-

cir semilla de manera que esto puede coadyuvar a una mayor extensión de un bosque que, por otra parte, contaba con una distribución y unas masas más extensas que las actuales (Luebert & Plischoff, 2006). Dentro del parque nacional de La Campana este bosque se encuentra, hoy en día, protegido.

## 2. Hipótesis y objetivos

Dado que muestran características comunes dentro de los dos ámbitos mediterráneos en los que se encuentran insertos, pensamos que el rebollar del Moncayo y el robledal de Santiago de La Campana contarán con registros muy similares dentro de la mayor parte de los criterios de valoración LANBIOEVA. No obstante, el carácter relictivo, endémico, raro y finícola del segundo segura-

mente le hará ser acreedor de una puntuación para los criterios territoriales.

El objetivo fundamental es la evaluación o valoración biogeográfica comparada del rebollar del Moncayo y el robledal de Santiago de La Campana, así como contribuir con datos parciales y globales de criterios e intereses de las dos formaciones que pueden ser muy valiosos para los gestores.

## 3. Metodología

Para la consecución de los objetivos propuestos, se ha estimado oportuno el análisis de los cortejos de vegetación de los rebollares de *Quercus pyrenaica* del parque natural del Moncayo (España) y los robledales de Santiago (*Nothofagus macrocarpa*) del parque nacional de La Campana (Chile).

### 3.1. Inventariado

Se pone en marcha un inventario aleatorio y estratificado que da lugar a la elección de 10 parcelas de 20 x 20 m para los dos ámbitos de estudio. Dicho método ha sido llevado a cabo a través del software Qgis y, en concreto se ha utilizado el comando: «puntos

aleatorios dentro de polígonos». Una vez obtenidas las coordenadas de las parcelas a inventariar se localizó el centro de las mismas en terreno con un GPS y se delimitaron claramente. Una vez delimitadas se tomó en cuenta el listado de especies con sus respectivas coberturas, dividido en cuatro estratos, más un quinto con la cobertura general de cada taxón. También se tomaron datos de cobertura general de cada uno de los cuatro estratos y los referentes a los musgos, líquenes, hongos, hojarasca y suelo desnudo. En este último caso se inventariaron en su conjunto, no por especie como se ha hecho para las plantas vasculares (Lozano *et al.*, 2020).

La determinación de las coberturas se realizó siguiendo la clásica notación fitosociológica: += cobertura inferior al 1 %; 1= entre 1,1 y 10 %; 2= entre 10,1 y 25 %; 3= entre 25,1 y 50 %; 4= entre el 50,1 y 75 % y, por último, 5= entre el 75,1 y el 100 %. Por su parte, los cuatro estratos de vegetación son los siguientes: más de 5 m; entre 1-5 m; entre 0,5-1 m y por debajo de 0,5 m. Posteriormente se obtiene el sininventario de las dos formaciones para cada sector. Se establece, entonces, la cobertura media de cada especie.

### 3.2. Valoración biogeográfica

La metodología LANBIOEVA descansa en dos conceptos valorativos fundamentales y bien diferenciados: el interés de conservación y la prioridad de conservación. El primero resulta del sumatorio de las calificaciones obtenidas por el interés natural y el interés cultural. El natural está constituido por cuatro grupos de criterios: fitocenótico (INFIT), territorial (INTER), mesológico (INMES) y estructural (INEST). El interés fitocenótico engloba caracteres intrínsecos de la vegetación y del paisaje como la diversidad, naturalidad, madurez y regenerabilidad espontánea o resiliencia; el territorial considera los atributos de rareza, endemismo, relictismo y carácter finícola; el mesológico evalúa las fun-

ciones geomorfológica, climática, hidrológica, edáfica y faunística a una escala local; el estructural valora la riqueza por estrato, la cobertura por estrato, la riqueza de microhábitats y la conectividad y extensión de la mancha. Por su parte, el interés cultural tiene en cuenta dos grupos de valores: el patrimonial, que evalúa tres subcriterios (valor etnobotánico, perceptual y didáctico), y el cultural estructural, que tiene en cuenta el valor fisionómico estructural y el valor cultural estructural (metodología que puede ser consultada en Lozano *et al.*, 2021).

La prioridad de conservación se obtiene de multiplicar el interés de conservación por el factor de amenaza que se cierne sobre la unidad de vegetación concernida. Esta se calibra en función de tres parámetros: presión demográfica, accesibilidad-transitabilidad y amenazas alternativas. El coeficiente de presión demográfica juega en función de situaciones de alta o baja densidad de población, con mayor o menor peligro de alteración de la vegetación; el de accesibilidad-transitabilidad valora la mayor o menor facilidad para acceder al enclave, y la dificultad para el tránsito del ser humano; el de amenazas alternativas calibra otro tipo de riesgos y peligros (fuegos, lluvia ácida, introducción de xenófitas, etc.).

## 4. Resultados

A partir de los inventarios realizados se dio lugar al sininventario característico para cada paisaje vegetal estudiado. Para cada inventario, a su vez, se generó una valoración biogeográfica, de ma-

nera que las que aquí se van a exponer son las medias de cada uno de los parámetros valorados para los diferentes inventarios de cada unidad. Se puede afirmar, por tanto, que responden a la



valoración del sininventario de cada paisaje vegetal. A partir de la obtención de los sininventarios se dan las valoraciones medias (ver Tabla 1).

Los resultados obtenidos hablan, sobre todo, de las similitudes de ambas formaciones; pero podemos apreciar también las diferencias. En primer lugar, los valores obtenidos para los criterios fitocenóticos son superiores en el robledal de *Quercus pyrenaica* (43,6 puntos, que en el de *Nothofagus macrocarpa*, 36,5 puntos) no obstante, se compensan con creces al obtener, este último, valores muy superiores dentro del grupo de los criterios territoriales, 32,3 puntos frente a 9,45. Esto es debido tanto al carácter relictual de la formación de *Nothofagus macrocarpa* como a su carácter finícola y la existencia de un gran número de especies endémicas, entre ellas el propio roble de Santiago, amén de plantas raras y amenazadas. Hasta la fecha, estos registros territoriales son los más elevados de las más de 200 formaciones estudiadas a escala global (Lozano *et al.*, 2020). En cuanto a los criterios mesológicos, estos son parecidos en los dos casos jugando un importante papel geoecológico, comparables a los más elevados alcanzados en otras formaciones mediterráneas tanto europeas como americanas, boreales o atlánticas e incluso tropicales (Lozano *et al.*, 2020). Las dos formaciones se sitúan en sectores con fuertes pendientes, suelos relativamente magros y, por tanto, muestran un gran papel evitando procesos de erosión y pérdida de suelo, generando precisamente mantillo de manera que las precipitaciones son conducidas y administradas regular y progresivamente. Por

si eso fuera poco, las dos formaciones son capaces de generar condiciones microclimáticas tanto en verano como invierno, amén de ser refugio y soporte de una comunidad faunística diversa.

En cuanto, al grupo de criterios estructurales, que miden cuestiones relacionadas con la cantidad de especies por estrato; son superiores en el bosque de roble melojo (34,85 puntos) que en el roble de Santiago (22,01 puntos); debido sobre todo a la puntuación que alcanza la conectividad espacial de la formación de *Quercus pyrenaica*. De hecho, el roble de Santiago cuenta con manchas más jóvenes, menos desarrolladas, menos extensas y con menores índices de conectividad.

Las sumas parciales de los criterios fitocenóticos, territoriales y mesológicos, dan lugar al valor natural, cuyo resultado para ambas formaciones es prácticamente igual, 144,3 puntos para el robledal de Santiago y 144,15 para el melojar. Puntuaciones comparables a las obtenidas en bosques de tipo boreal europeo (Noruega y Finlandia) y a las alcanzadas en otras formaciones de Chile mediterráneo estudiadas con anterioridad, que mostraban también valores muy altos (Lozano *et al.*, 2015).

Por su parte, en cuanto al grupo de los criterios culturales, aunque los valores obtenidos no son muy dispares en ambas formaciones, es el robledal de Santiago el que obtiene una mayor puntuación: 44,9 puntos, diferencia que se obtiene principalmente por el valor etnobotánico que se le da a esta formación. Bien es cierto que ambos robledales tanto en su vertiente patrimonial como estructural tienen elementos y valores que están muy ligados al manejo tradicional de estas formaciones

Valoración		Parámetros	<i>Nothofagus macrocarpa</i>	<i>Quercus pyrenaica</i>	
INCONTFOR	INFIT	Diversidad	5,4	9,3	
		Naturalidad	8,8	8,6	
		Madurez (x2)	17,8	18	
		Regenerabilidad	8,1	7,7	
		Suma (Infit Global)	36,5	43,6	
	INTER	Rareza (x2)	9,5	9,15	
		Endemicidad	7,9	0,3	
		Relictismo	4,4	0	
		Car. Finícola	7,1	0	
		Suma (Inter Global)	32,3	9,45	
	INNAT	F. Geomorfológica (x2)	18	20	
		F. Climática	9,1	10	
		INMES	F. Hidrológica	9,2	9,8
			F. Edáfica	8,5	8
			F. Faunística	8,6	8,45
	Suma (Inmes Global)	53,5	56,25		
	INEST	Riq. por estratos (x0,5)	5,9	7,2	
		Cob. por estratos (x0,5)	4,4	5,55	
		Riq. de microhab.	1,8	3,5	
		Conect. espacial	9,8	18,6	
		Suma (Inest Global)	22,01	34,85	
	SUMA (INNAT GLOBAL)			144,3	144,15
	INCUL	INPAT	Valor etnobotánico (x2)	20	15,6
Valor perceptual			10	8	
Valor didáctico			8,9	7	
Suma (Inpat Global)		38,9	30,6		
INCULEST		Valor fisionómico estruct.	2	1	
	Valor cultural estruct.	1	1,2		
Suma (Inculest Global) x2			6	4,4	
SUMA (INCUL)			44,9	35	
SUMA (INCON)			189,2	179,15	
PROPIEDAD DE CONSERVACIÓN	Presión demográfica		1,4	1	
	Accesibilidad-Transitabilidad		2,9	6,5	
	Amenazas alternativas		4,2	3,8	
	Factor global de amenaza		8,5	11,3	
	Pricon		1595,4	2020,7	

Tabla 1. Valoración LANBIOEVA de los robledales de Santiago (*Nothofagus macrocarpa*) en el parque nacional de La Campana (Chile) y de los Rebollares (*Quercus pyrenaica*) en el parque natural del Moncayo (España). Fuente: elaboración propia.

por parte del ser humano, lo que suscita cada día una mayor sensibilidad y la aparición de figuras y políticas de protección. No obstante, el robledal de Santiago todavía cuenta con usos tradicionales variados y relativamente sostenibles que le hacen ser acreedor, además, de una alta puntuación por parte de la población local en lo que respecta al criterio perceptual.

La suma del interés natural (INNAT) y el interés cultural (INCUL) da lugar a uno de los parámetros más importantes a tener en cuenta, el interés de conservación (INCON). En este caso los valores obtenidos son considerables, sobrepasando ambas los 175 puntos, valores que se obtienen principalmente gracias al alto grado de naturalidad que tienen ambas formaciones, sobre todo el bosque de roble de Santiago.

A pesar de que el interés de conservación de ambas formaciones es alto y similar, ya que cuenta con un compendio

de valores naturales y culturales realmente interesante, la prioridad de conservación, muestra unos valores modestos, sobre todo para la formación del roble de Santiago, que son algo inferiores a los del rebollar, 1595,4 puntos, principalmente como consecuencia de situarse ambos en dos espacios con una figura de protección como es la de parque nacional, el de Santiago y en un parque natural el melojar; por sus menores posibilidades de incendio, determinadas por un carácter no pirófito de la comunidad, en general y, sobre todo, por situarse a altitudes donde no existen excesivas presiones o impactos, lo que les aleja de riesgos y peligros. Si bien es cierto, que en el caso del melojar del parque natural del Moncayo los valores obtenidos son superiores que en el de Santiago, 2020,9 puntos, esto es debido principalmente al mayor grado de accesibilidad y transitabilidad que tiene esta formación, lo que hace aumentar el factor de amenaza y con ello la prioridad de conservación.

Grupos de criterios	N. <i>macrocarpa</i>	Q. <i>pyrenaica</i>	P 25	P 50	P 75	P 100
INFIT	36,5	43,6	28	39	42,223	48,5
INTER	32,3	9,45	2,15	6,1	12,578	28,89
INMES	53,5	56,25	37,8	46	51,378	60
INEST	22,01	34,85	15,25	19	23,93	92,88
INNAT	144,3	144,15	87,25	112,15	130,1	186
INPAT	38,9	30,6	18,9	25	30	40
INCULEST	6	4,4	4	5,65	8	17,16
INCUL	44,9	35	24	30,25	36,23	54
INCON	189,2	179,15	111,85	142,4	163,65	228,08
AM	8,5	11,3	8	12	15,275	26
PRICON	1.595,40	2.020,70	1.129	1.602	2.103	4.288

Tabla 2. Percentiles de las 200 formaciones estudiadas a escala global y resultados del rebollar y el roble de Santiago para cada grupo importante de criterios. Fuente: elaboración propia.

Tal y como se puede observar en la Tabla 2, para la mayor parte de los criterios las dos formaciones se establecen entre el percentil 50 % y el 100 %, es decir, en el último y penúltimo cuartil, lo que significa que muestran valores e intereses ciertamente elevados. Especialmente reseñable es el caso del robledal de Santiago para el grupo de criterios territoriales que muestra un récord absoluto en lo que respecta a las 200 formaciones estudiadas hasta la fecha y que, por ende, marcará un nuevo límite para el último cuartil.

## 5. Conclusiones

Pese a que ambas formaciones muestran unas características muy parecidas en dos regiones mediterráneas alejadas y los registros que han mostrado también lo son, queda demostrado que el mayor carácter endémico, raro, relictivo y finícola (tanto de la formación como de sus plantas constitutivas) del robledal de Santiago de La Campana le hacen obtener unas puntuaciones superiores en el interés natural que el rebollar del Moncayo.

Sin embargo, el mayor factor de amenaza del rebollar del Moncayo hace que la prioridad de conservación de la formación sea mucho mayor que la del roble de Santiago en La Campana.

Es interesante a su vez cotejar estos valores con otros obtenidos en otras investigaciones realizadas tanto en la península ibérica como a escala europea o iberoamericana, resulta llamativo que la prioridad de conservación del robledal de *Quercus pyrenaica* del parque natural del Moncayo obtenga una puntua-

ción superior que otros robledales de *Q. pyrenaica* estudiados, 2020,7 puntos frente a los 1342 puntos de los bosques de Cinco Villas; 1435 puntos del rebollar de Gárate-Santa Bárbara; 1293 puntos de las merindades de Burgos o los 1138 puntos del rebollar de Oñati. Ello puede ser debido a que tiene un nivel de amenaza superior, al ser un espacio muy transitado y con un uso de ocio-recreativo intenso.

En cualquier caso, formaciones vegetales como estas son acreedoras de un alto nivel de protección y los valores parciales y finales obtenidos pueden ayudar al tomador de decisiones, tanto español como chileno, a contar con una información completa y extensa, que le ayude a gestionarlos y a realizar todo tipo de medidas de control como acciones para una correcta protección. La hipótesis de partida se cumple, en gran medida, ya que las dos formaciones comparadas muestran registros relativamente similares salvo en algu-

nos valores como los territoriales donde despunta el robledal de Santiago. En cuanto a los objetivos planteados para el presente trabajo, consideramos que se han conseguido, primero al compa-

rar las dos formaciones y segundo al ofrecer al gestor de ambos espacios un importante volumen de datos acerca de las dos formaciones de estudio.

## 6. Referencias

- ALCARAS, C. A. (2010): *Caracterización de una población de Nothofagus macrocarpa* (A. DC.) Vasq. & Rodr., en sector Granizo del Parque Nacional La Campana. <http://cybertesis.uach.cl/tesis/uach/2010/fifa348c/doc/fifa348c.pdf>
- BLANCO, E., CASADO, M. A., COSTA, M., ESCRIBANO, R., GARCÍA, M., GÉNOVA, M., GÓMEZ, A., GÓMEZ, F., MORENO, J. C., MORLA, C., REGATO, P. y SAINZ, H. (1997): *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Barcelona, Planeta.
- DONOSO, C. (1982): «Clasificación fisionómica-ecológica de los tipos forestales de la región mediterránea de Chile. I. Bosques principalmente siempreverdes A. Bosques latifoliados siempreverdes esclerófilos con lluvias invernales y sequía estival pro». *Bosque*, 4(2), 117-146. <http://revistas.uach.cl/index.php/bosque/article/view/4308>
- GAJARDO, R. (1994): *La vegetación natural de Chile: Clasificación y distribución geográfica (2a Edición)*. Santiago, Chile: Editorial Universitaria.
- HOFFMANN J., A. (1988): *Flora silvestre de Chile, zona central; una guía para la identificación de las especies vegetales más frecuentes*. (4a edición). Santiago: Ediciones Claudio Gay.
- LOOSER, G. (1927): «Nothofagus, Cyttaria y Myzodendron en el Cerro del Roble». *Revista Chilena de Historia Natural*, (31), 288-290. [http://rchn.biologiachile.cl/1927/1/Losser\\_1927d.pdf](http://rchn.biologiachile.cl/1927/1/Losser_1927d.pdf)
- LOZANO, P. J., CADIÑANOS, J. A., LOZANO, M. A., LATASA, I., MEAZA, G., & MARTÍ, C. (2015): *Aplicación del método de valoración biogeográfico (LANBIOEVA) a ecosistemas del norte de Europa*. *Eria* 97: 189-202. <https://reunido.uniovi.es/index.php/RCG/article/view/11020>
- LOZANO-VALENCIA, P. J., VARELA-ONA, R., LATASA-ZABALLOS, I., LOZANO-FERNÁNDEZ, A. y MEAZA-RODRIGUEZ, G. (2020): «Biogeographical valuation of global plant landscapes using the «Lanbioeva» (Landscape Biogeographical Evaluation) methodology», en Comité Español de la UGI, *Spanish contribution to 34th IGC. Istanbul 2020. Spain, bridge between continents* (174-188). Madrid, Asociación de la Geografía Española. [https://realsociedadgeografica.com/wp-content/uploads/2021/02/Aportaci%C3%B3n-esp%C3%B1ola-UGI-Estambul-2020\\_ESP.pdf](https://realsociedadgeografica.com/wp-content/uploads/2021/02/Aportaci%C3%B3n-esp%C3%B1ola-UGI-Estambul-2020_ESP.pdf)
- LOZANO, P. J., DÍAZ, M. C., VARELA, R., & MEAZA, G. (2021): *Metodología LANBIEVA para el inventariado y valoración biogeográfica*. Cuadernos de Técnicas y Métodos en Geografía Física nº 1, Edición digital Asociación Española de Geografía. <https://www.age-geografia.es/site/metodologia-lanbioeva-para-el-inventariado-y-la-valoracion-biogeografica/>
- LUEBERT, F., & PLISCOFF, P. (2006): *Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile*. Santiago, Chile: Ediciones Universitarias.
- ORMAZABAL, C., & BENOIT, I. (1987): «El estado de conservación del Género Nothofagus en Chile». *Revista Bosque*, 8(2), 109-120. <http://revistas.uach.cl/index.php/bosque/article/view/4370>
- URIBE-ECHEBERRÍA, P. M. y ZORRAKIN, I. (2004): *Calves ilustradas de la flora del Moncayo*. Zaragoza, Gobierno de Aragón, Departamento de Medio Ambiente.

## LA INFLUENCIA DE LAS REPOBLACIONES FORESTALES EN LOS BOSQUES MIXTOS DE PINAR CON MONTEVERDE DE LOS RIFTS VOLCÁNICOS DE TENERIFE (ISLAS CANARIAS)

Isabel Esquivel-Sigut<sup>1</sup> y Esther Beltrán-Yanes<sup>2</sup>

### Resumen

El piso forestal culminante de la cliserie de vegetación en Canarias corresponde al pinar canario (*Pinus canariensis*) y se superpone en altitud al monteverde o laurisilva en las vertientes abiertas a los vientos húmedos del alisio. El tránsito entre ambos bosques se realiza a través de un sector ecotónico de bosque mixto de pinar con monteverde. La finalidad de este trabajo es comprobar la influencia de las campañas de repoblación llevadas a cabo el pasado siglo en las características actuales y la distribución de los bosques mixtos en los rifts volcánicos de Tenerife. Para este objetivo se han realizado inventarios florísticos-fisonómicos con especial interés en la estructura por edades del pinar. Los resultados de este estudio permitirán profundizar en el efecto de las repoblaciones en la geografía y características actuales de los bosques mixtos, concluyendo que las zonas de repoblación pueden ser de mayor extensión que las descritas actualmente.

**Palabras clave** pinares mixtos con monteverde, repoblación forestal, paisaje forestal, dinámica de la vegetación y rifts volcánicos oceánicos

### Abstract

Forest plantations influence in a mixed pine forest on volcanic rifts in Tenerife)

In the different elevation levels in the Canary Islands, the higher forest level corresponds to the canary pines (*Pinus canariensis*). It is altitudinally above monteverde or laurisilva in the mid open slopes to trade winds. The altitude passage between both forests takes place in an ecotonic sector of mixed forests with pine and monteverde species. This research's aim is to prove the influence of the restock works in the mixed forest current features and its distribution on Tenerife's volcanic rifts. For this, it was necessary field floristic-physiognomic inventories specially focused on the pines structure. The results of this research will allow moving forward in the mixed forest knowledge, and also to know this forest community geography, concluding that the repopulation areas may be larger than those currently described.

**Keywords** mixed pines with monteverde, forestal plantations, forestal landscape, vegetation dynamic, oceanic volcanic rifts

<sup>1,2</sup>Departamento de Geografía e Historia, Universidad de La Laguna.

<sup>1</sup>iesquive@ull.edu.es, <sup>2</sup>estyanes@ull.edu.es

## 1. Objetivos y metodología

Después de la conquista de las islas Canarias en el siglo XV, los bosques fueron sometidos a intensos aprovechamientos por la población que dieron lugar a una drástica reducción y empobrecimiento de la superficie arbolada de las islas. Fruto de la importante sensibilización por la destrucción de los bosques canarios, las administraciones estatal y autonómica iniciaron a partir de mediados del siglo XX una importante campaña de repoblación de *Pinus canariensis*, que dio lugar a una notable ampliación de la superficie ocupada por los pinares (del Arco *et al.*, 1992; Quirantes *et al.*, 2011). En la actualidad, los sectores de pinar situados en las laderas de las dorsales volcánicas que reciben la influencia húmeda del aliso conviven con expresiones de monteverde canario, constituyendo bosques mixtos que generan una unidad de paisaje forestal definida en las masas de pinar de las cumbres de las dorsales o *rifts* volcánicos de Tenerife. Los trabajos realizados hasta el momento sobre este tipo de bosque se han centrado en distinguirlos como bosques de pinar húmedo, resaltando su relación principal con unas condiciones topoclimáticas específicas que determina la localización altitudinal y orientación de estas comunidades forestales (del Arco *et al.*, 2006; Arévalo y Fernández-Palacios, 2009; del Arco and Rodríguez, 2018). No obstante, no se ha profundizado en otros factores geográficos que intervienen de manera decisiva en la configuración, estado actual y distribución de estos paisajes forestales.

El objetivo de esta comunicación es comprobar la influencia que las re-

placaciones forestales han tenido en las características actuales y organización espacial de los bosques mixtos de pinar con monteverde en los *rifts* volcánicos de Tenerife. Para realizar este estudio se ha llevado a cabo en primer lugar la consulta de los servicios WMS (*Web Map Service*) de IDECanarias, en concreto la OrtoExpress de 2021, modelo de sombras, mapa de vegetación y mapa geológico para la elaboración de una cartografía de los pinares mixtos en los sectores objeto de análisis de este trabajo. Con posterioridad, se han realizado trabajos de campo en las unidades de paisaje principales de este tipo de bosque en los *rifts* volcánicos de la isla (Abeque, La Esperanza y La Ladera de Güímar), para el estudio de la estructura fisonómica y composición florística a través de inventarios de vegetación —valores de recubrimiento por estrato y especies de Arozena (2000) y abundancia por especies de Braun Blanquet (1979)—. Este análisis ha tenido una atención preferente por la organización por edades de los estratos forestales para identificar estructuras propias de repoblaciones, completado además por un estudio espacial comparado desde esta perspectiva entre sectores identificados como pinares húmedos de origen natural (del Arco *et al.*, 2006) y repoblados (Quirantes *et al.*, 2011).

Trabajos desde esta perspectiva también se han realizado en otros ámbitos de la zona mediterránea de España y en el centro y este de Europa, en los que se ha analizado la dinámica de los bosques mixtos relacionados con el género *Quercus* y *Pinus*. Los resultados

de estos trabajos reflejan una dinámica progresiva por parte de *Quercus* frente a la regresión de los pinares plantados

(Urbietta *et al.*, 2011; García-Barreda and Reyna, 2013; Przybylski *et al.*, 2021).

## 2. Área de estudio

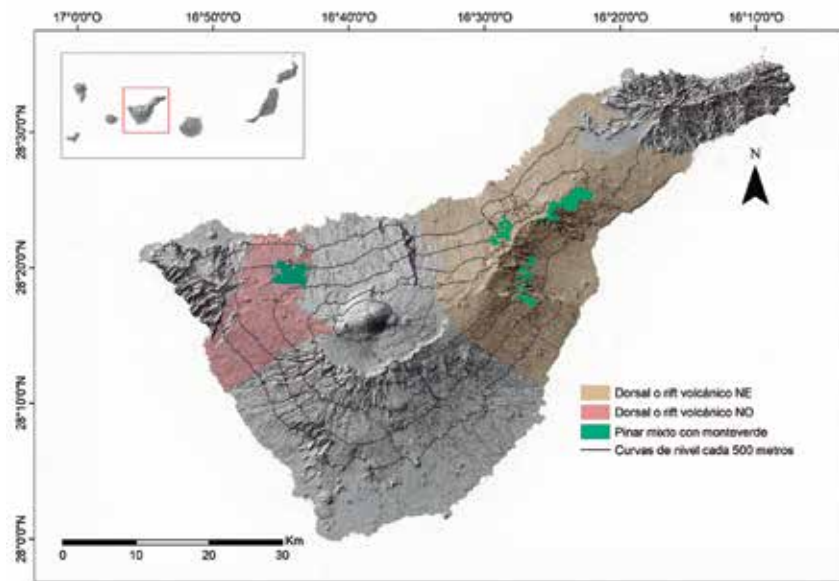
Las dorsales o *rifts* volcánicos de Tenerife constituyen elevados edificios de planta longitudinal, a modo de cordilleras volcánicas, contruidos a partir de un eje tectónico principal central que articula espacialmente una morfoestructura con forma de tejado a dos aguas (Dóniz, 2009) (Mapa 1). Las crestas de estas montañas están formadas por el predominio de conos piroclásticos y los flancos por la superposición preferente de coladas que discurrieron desde las bocas eruptivas hacia la costa. Estas morfoestructuras se distinguen por una prolongada actividad volcánica durante el Pleistoceno hasta la actualidad. Como resultado de la permanencia de los fenómenos eruptivos con magmas predominantemente basálticos se han construido elevadas alineaciones montañosas de topografía regular que alcanzan los 2000 m s. n. m. (Carracedo, 2006; Dóniz, 2009).

La altitud de estos relieves volcánicos determina que sus cumbres y laderas superiores presenten extensas superficies de pinar canario (*Pinus canariensis*) pertenecientes al piso forestal más alto de las islas, y que se superponen al piso de monteverde o laurisilva canaria en las vertientes medias de barlovento orientadas al norte y nordeste, a través de un área de contacto ocupada por los bosques mixtos. Como ya se ha comentado, el origen de estos bosques se ha explicado por la acción de los vientos alisios en sectores altitudinales de transición entre ambos pisos

forestales. Desde la Geografía, se ha estudiado la importante función que tiene la topografía de estas montañas en la incidencia espacial desigual de estos vientos y, por tanto, en la localización altitudinal y por orientación de estos pinares forestales (Arozena *et al.*, 1984-1986; Luis *et al.*, 1994). En la biología, los pinares con monteverde se definen como pinares húmedos (Mapa 1) y se han establecido diferentes asociaciones vegetales para sus facies florísticas más representativas (del Arco *et al.*, 2006; del Arco and Rodríguez, 2018) así como en relación a sus características desde el punto de vista de la ecología (Arévalo y Fernández-Palacios, 2009).

En función de estos estudios, los bosques mixtos de pinar con monteverde de las dorsales tinerfeñas se localizan en altitudes comprendidas entre 1200-2000 m s. n. m. de las vertientes a barlovento (Arévalo y Fernández-Palacios, 2009). Esta comunidad forestal se distingue por un recubrimiento denso y una fisonomía característica resultado de la coexistencia de las coníferas (*Pinus canariensis*) con un fayal-breza integrado por planifolios siempreverdes como *Morella faya*, *Ilex canariensis* y *Laurus novocanariensis*, y la ericácea *Erica canariensis*, acompañados por un sotobosque compuesto con frecuencia por *Daphne gnidium* e *Hypericum grandifolium* (del Arco *et al.*, 2006). Este bosque recibe totales de lluvia anuales superiores a 500 mm (Arévalo y Fernández-Palacios, 2009).





Mapa 1. Localización de los pinares mixtos con monteverde en los rifts volcánicos de Tenerife. Fuente: IDE Canarias [https://www.idecanarias.es/listado\\_servicios](https://www.idecanarias.es/listado_servicios); del Arco *et al.*, 2006; Dóniz, 2009. Elaboración propia.

### 3. Las repoblaciones de pino del pasado siglo XX

El restablecimiento de la masa arbórea de las islas durante la segunda mitad del siglo pasado constituye uno de los logros más destacados de la gestión forestal reciente. La prolongada e intensa explotación de los bosques, así como el avance implacable de las roturaciones para extender las tierras de cultivo, llevadas a cabo durante los últimos siglos desde la conquista castellana de las islas, trajo consigo una alarmante reducción y degradación de los bosques canarios (Quirantes *et al.*, 2011). Los pinares y laurisilvas de las dorsales volcánicas experimentaron una intensa destrucción por los usos y aprovechamientos tradicionales a lo largo de ese tiempo, como se comprueba a partir del análisis de la cartografía de las superficies arboladas que existía a principios del s. XX (Quirantes *et al.*, 2011).

A partir del estudio de esta cartografía, se deduce que la topografía más regular de estas montañas volcánicas facilitó la concentración en estos lugares de las áreas agrícolas y urbanas más importantes de la isla. Los espacios y biomasa del pino quedaron muy reducidos y la laurisilva no corrió mejor suerte, pues situada más próxima a los núcleos de población, su superficie y estructura forestal se alteró profundamente. La demanda de madera para la construcción, de palos o varas para las tareas agrícolas como las orquetas, la fabricación de carbón vegetal, la recolección de leña, etc., reforzado además por un intenso pastoreo, generaron una fuerte presión sobre los bosques, con apenas diferencias entre los montes públicos y privados. La desoladora imagen que estos ofrecían a principios del s.

XX, asociado al peligro que esta situación forestal suponía para la protección de los acuíferos (Ceballos y Ortuño, 1976), motivó una ambiciosa campaña de repoblación a partir de mediados de ese siglo, cuyas etapas más importantes se desarrollaron desde la década de los cuarenta hasta los ochenta (Quirantes *et al.*, 2011).

Sin embargo, es importante resaltar que el restablecimiento de las antiguas masas forestales se llevó a cabo exclusivamente con coníferas en las que el pino canario fue la especie protagonista, aun-

que también se repobló con las especies foráneas *Pinus radiata* y *Pinus halepensis* en menor medida (Mapa de Vegetación de Canarias, <https://visor.grafcan.es/visorweb>). En las últimas décadas se han publicado trabajos en los que se ha hecho un esfuerzo muy relevante por cartografiar los espacios repoblados (del Arco *et al.*, 1992; del Arco *et al.*, 2006; Quirantes *et al.*, 2011), pero todavía no se tiene constancia de la superficie exacta afectada por dichas intervenciones forestales (Arévalo *et al.*, 2005).

### 4. Resultados y discusión

De los 22 inventarios realizados, se han seleccionado los más representativos de la estructura y composición florística más frecuente en las unidades de paisaje forestal estudiadas (Tabla 1).

En el rift volcánico nororiental, en los pinares húmedos estudiados, los inventarios 2 y 7 de La Esperanza muestran un pino canario de una generación homogénea dominante con alturas de 20 metros y un recubrimiento entre el 70-75 %. En Güímar el inventario 12 presenta también una generación de *Pinus canariensis* con individuos coetáneos de 10-12 metros de altura, pero con un recubrimiento del 40 %. En esta dorsal nororiental el pino se combina con otro nivel forestal de monteverde que en La Esperanza presenta una altura de 4-6 metros con recubrimientos que varían entre valores muy altos del 90 %, de *Erica canariensis*, *Morella faya* e *Ilex canariensis* en el inventario 2, y recubrimiento del 60 % de una única especie, *Erica canariensis*, en el inventario 7. En Güímar, la altura del monteverde es de 4-5 metros y el recubrimiento es del 75 % con *Erica canariensis* como especie dominante (Tabla 1) (Figura 1).

Con respecto al sotobosque, en La Esperanza se identifica *Daphne gnidium* acompañada de *Rubus ulmifolius*, *Origanum vulgare*, *Brachypodium sylvaticum*, *Briza media* y *Micromeria* subsp. que reflejan la influencia de la actividad humana y en Güímar, además de *Daphne gnidium* aparece *Cistus symphytifolius*, especie característica en los pinares de la isla.

Por otro lado, los pinares húmedos del rift volcánico noroccidental presentan también un único estrato dominante de pino canario, pero con alturas más bajas. En el inventario 14 la altura corresponde a 10-12 metros, con un recubrimiento del 40 %, y en el inventario 16 se observa una estructura de una sola generación con una altura de 8-10 metros y recubrimiento del 60 %. En los mismos inventarios el monteverde tiene 3-4 metros, alturas muy inferiores al pino, igual que en la dorsal volcánica nororiental. El recubrimiento del monteverde es bajo con valores del 35 % y 45 % y está integrado por *Erica canariensis* (Tabla 1).

El sotobosque de la dorsal noroccidental lo compone principalmente *Cistus*

*symphytifolius*, aunque pueden aparecer ocasionalmente *Chamaecytisus proliferus* y *Bystropogon origanifolius*, especies propias de los pinares de Tenerife.

En los pinares húmedos estudiados, por tanto, llama la atención que todos ellos presentan una estructura forestal en la que domina una sola generación por edad de pinos canarios con un recubrimiento destacado que, en alguna

ocasión, puede ir acompañado de un estrato de pinar más alto de 25 metros, pero con una densidad muy baja. Esta estructura forestal no se corresponde con la fisonomía del pinar canario natural más heterogénea que presenta una cobertura más abierta y que facilita una dinámica progresiva natural organizada en varias generaciones por edades (Arévalo y Fernández-Palacios, 2009).

PINAR MIXTO CON MONTEVERDE							
Nº Inventario	4	2	7	12	14	16	22
Altitud (m)	1504	1250	1113	1261	1340	1345	1204
Exposición	NE	N	S	E	NE	NE	NW
Inclinación (°)	17	15	5	30	12	30	15
UTM (28R - CS)	6143	6445	6444	5830	2833	2933	2734
Área (m²)	225	225	255	255	255	255	255
Nº de orden	1	2	3	4	5	6	7

ESTRUCTURA							
Estrato arbóreo							
Altura del pinar (m)	20	20	20	10-12	10-12	8-10	15
Recub. del pinar (%)	65	70	75	40	45	60	60
Altura del monteverde (m)	5	4-6	4	4-5	3	3-4	6
Recub. del montevedre (%)	65	90	60	75	35	45	35

Estrato arbustivo							
Recubrimiento (%)	3	5	10	+	+	10	+

Estrato herbáceo							
Recubrimiento (%)	60	+	15	-	-	+	-

RECUBRIMIENTO - ABUNDANCIA							
Especies arbóreas							
<i>Pinus canariensis</i>	4-4	4-3	4-1	3-3	3-5	4-5	6
<i>Erica canariensis</i>	4-5	5-5	4-4	4-5	3-5	3-5	3-3
<i>Morella faya</i>	1-2	2-2					3
<i>Ilex canariensis</i>		1-3					1

Especies arbustivas									
<i>Chamaecytisus profliferus</i>						+1	1		
<i>Bystropogon origanifolius</i>						+1	1		
<i>Daphne gnidium</i>	1-2	1-2	1-3			+1	4		
<i>Cistus monspeliensis</i>						+1	1		
<i>Cistus symphytifolius</i>						+1	1-3	+1	3

Especies herbáceas							
<i>Galium subsp.</i>	+1						1
<i>Origanum vulgare</i>	1-4			+1			2
<i>Pteridium aquilinum</i>	3-5						1
<i>Rubus ulmifolius</i>	+1	+1					2
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	1-3			1-2			2
<i>Briza media</i>				2-3			2
<i>Micromeria subsp.</i>				1-3			1
<b>Plántulas de pino y brinzales</b>	sí			sí	sí	sí	sí

Localidades

Rift volcánico NE o de La Esperanza:

2. Montaña Grande (T.M. El Rosario); 7. Pista de los Ovejeros (T.M. El Rosario); 12. Pista Anocheza (T.M. Güímar); 4. Pinar de repoblación, cerca al barranco de Las Agustinos (T.M. La Victoria de Acentejo)

Rift volcánico NO o de Abeque:

14. Canal de Vergara (T.M. Garachico); 16. Lomo Largo (T.M. Garachico); 22. Pinar de repoblación, cercanía a la Pista Arenas Negras (T.M. Garachico).

Tabla 1. Tabla resumen con los inventarios más representativos. Elaboración propia.

También es relevante que los pinares siempre sean superiores en altura al monteverde. Los incendios forestales han tenido una función principal en esta estructura forestal. En el caso de la dorsal noroccidental, el último gran incendio de 2007 afectó al fayal-brezal que se ha renovado después de este incendio, razón que explica que el monteverde sea mucho más joven en esta dorsal que en la nororiental, donde el último gran incendio se produjo en 1995 (Quirantes *et al.*, 2011). En el rift nororiental el monteverde presenta más altura, recubrimiento y variedad florística. Por el contrario, los efectos del fuego en el pinar son muy distintos. El incendio no elimina al pino canario por su

capacidad de resistencia al fuego gracias a la corteza que protege su sistema vascular de las altas temperaturas (Climent *et al.*, 2007; Arévalo y Fernández-Palacios, 2009; Méndez *et al.*, 2013). Por tanto, los incendios no alteran significativamente la estructura forestal del pinar inicial.

Por lo que respecta a los inventarios realizados en los pinares de repoblación con monteverde, estos presentan estructuras forestales similares a las caracterizadas en los pinares húmedos identificados como naturales. En el rift nororiental se reconoce una estructura homogénea de pinos canarios de una sola generación con alturas de 20 metros y un recubrimiento del 65 %, y el fayal-brezal tiene



1. Pinar húmedo en rift NE (inventario 2); 2. Pinar repoblado en rift NE (inventario 4); 3. Pinar húmedo en rift NO (inventario 14); 4. Pinar repoblado en rift NO (inventario 22). Áreas seleccionadas a partir de la cartografía de del Arco *et al.*, 2006; IDE Canarias <https://visor.grafcan.es/visorweb/>. Elaboración propia.

también alturas inferiores a las del pinar, con 5 metros, y un recubrimiento del 65 %. El sotobosque está compuesto asimismo por *Daphne gnidium* y las especies herbáceas *Gallium subsp.*, *Origanum vulgare*, *Pteridium aquilinum*, *Rubus ulmifolius* y *Brachypodium sylvaticum*. En las repoblaciones del rift noroccidental el inventario muestra un estrato de individuos coetáneos de pino canario con una altura de 15 metros y un recubrimiento del 60 %. El monteverde se encuentra representado por *Erica canariensis* y *Morella faya*, con una altura de 6 metros y un recubrimiento del 35 %, inferior al del pinar. El sotobosque es muy pobre, identificándose únicamente, *Cistus symphytifolius* (Tabla 1) (Figura 1).

Desde el punto de vista de las tendencias dinámicas que presentan estos pinares, tanto de origen natural como repoblado, en los bosques mixtos más abiertos de la dorsal NE (inventario 4) y los afectados recientemente por el fuego de la dorsal NO (inventarios 14,16 y 22) se han identificado brinzales de pino canario. En

el primer caso (dorsal NE), una cobertura media del pinar facilita la llegada de luz al suelo y permite el progreso de las semillas; en el segundo (dorsal NO), el incendio ha favorecido la apertura del dosel arbóreo, tanto de pinar como monteverde, y la germinación de los piñones (*Pinus canariensis* es una especie heliófila y pirófila) (Tabla 1). Situaciones dinámicas similares se han caracterizado en otros sectores de pinares mixtos de la reserva natural especial del Chinyero (Beltrán y Esquivel, 2019).

En cambio, en la dorsal nororiental, en aquellos espacios donde el fayal-brezal ha alcanzado una elevada densidad y recubrimiento (inventarios 2 y 12 con 90 y 75 % de cobertura, respectivamente), no se detectan señales de regeneración del pinar por el dominio de un ambiente forestal muy sombrío. Estados dinámicos con indicios de paralización de renovación del pinar por un alto recubrimiento del fayal-brezal también se han observado en otros bosques mixtos de la dorsal volcánica noroccidental (Beltrán y Esquivel, en prensa).

## 5. Conclusiones

Los resultados obtenidos a partir del estudio de la estructura y composición florística del paisaje forestal en las áreas de pinar con monteverde seleccionadas permiten establecer las siguientes conclusiones:

- El análisis de la estructura forestal con una especial atención en la organización por edades del pinar posibilita la identificación en el campo de las repoblaciones forestales, por lo que esta técnica de estudio resulta imprescindible para conocer el efecto territorial de las restauraciones forestales, además de las características y estado actual de las masas de pinar. En este sentido, el presente trabajo ha permitido demostrar que existen áreas repobladas más extensas de las establecidas, pues los sectores identificados como pinares húmedos de origen natural presentan estructuras propias de repoblación, hecho que coincide con la afirmación de Arévalo *et al.*, (2005) que la superficie reforestada podría corresponder hasta un 80 % del pinar actual.

- Se ha podido confirmar además la realización de repoblaciones de pinar en ámbitos altitudinales propios del monteverde, facilitado por la avanzada destrucción de esta comunidad forestal. La recuperación del monteverde durante las

últimas décadas, impulsada activamente por la declaración de toda la superficie de pinar de las cumbres tinerfeñas como espacio protegido parque natural de Corona Forestal en 1994, ha contribuido a que se generen bosques mixtos que han sido interpretados como pinares húmedos naturales. Situaciones similares a las identificadas en el área de estudio también han sido reconocidas en otros espacios reforestados en el valle de la Orotava (Tenerife) (Beltrán y Esquivel, 2021).

- La detección de alteraciones altitudinales en la distribución actual de los pinares y el monteverde de las dorsales volcánicas resalta el valor del conocimiento geográfico para resolver «los desórdenes territoriales» realizados en el pasado por las masivas plantaciones de pinar.

- Por último, la interpretación dinámica de los bosques mixtos estudiados revela que la incidencia frecuente de los incendios forestales origina situaciones dinámicas de pinares revitalizados por este tipo de perturbación que, solo con el paso del tiempo y siempre que no interfiera un nuevo episodio de incendio, pueden evolucionar a un estado forestal más maduro del monteverde capaz de obstaculizar la regeneración del pinar.

## Agradecimientos

Este trabajo ha sido posible gracias al proyecto VOLTURMAC, Fortalecimiento del Volcano Turismo en la Macaronesia (MAC2/4.6c/298), que co-financia el Programa de Cooperación INTERREG V-A España-Portugal MAC (Madeira-Azores-Canarias) 2014-2020.

## 6. Referencias

ARÉVALO, J. R., MOLINA, D., NARANJO, A., GARCÍA, D., GRILLO, F. y VELÁZQUEZ, C. (2005): «Naturalización de repoblaciones de *Pinus canariensis* con el empleo de fuego prescrito», en VV.AA. *IV Congreso Forestal Español*. Zaragoza, Gobierno de Aragón



- ARÉVALO, J. R., y FERNÁNDEZ-PALACIOS, J. M. (2009). 9550 Pinares endémicos canarios. En VVAA, *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 74 p.
- AROZENA, M. E. (2000): «Estructura de la vegetación», en Meaza, G. (Ed.): *Metodología y práctica de la Biogeografía*. Barcelona, Serbal, pp. 77-147.
- AROZENA, M. E., QUIRANTES, F. y ROMERO, C. (1984-1986). «Articulación espacial del pinar de La Ladera de Güimar». *Historia de Canarias*, II(XXXVIII), 773-797.
- BELTRÁN, E. y ESQUIVEL, I. (2019): «Las repoblaciones de pinar en la Reserva Natural Especial del Chinyero (Tenerife). Aportaciones geográficas a los cambios recientes de un paisaje volcánico», en VVAA. *XXVI Congreso de la Asociación de Geografía Española*. Valencia, Universitat de València, pp. 1537-1538.
- BELTRÁN, E. y ESQUIVEL, I. (2021): «Cambios recientes en el paisaje vegetal del Parque Natural de la Corona Forestal (Tenerife, Canarias): Los pinares del Valle de La Orotava», en VVAA. *XXVII Congreso de la Asociación de Geografía Española*. La Laguna, Universidad de La Laguna [en prensa]
- BELTRÁN, E. y ESQUIVEL, I. (s.f.): «La dinámica de los paisajes de pinar repoblado en las cumbres volcánicas de Abeque (Tenerife, Islas Canarias): nuevas aportaciones desde la Geografía». *Libro homenaje al profesor Josep María Panareda Clopès* [en prensa]
- BRAUN BLANQUET, J. (1979). *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Madrid, H. Blume Ediciones.
- CARRACEDO, J. C. (2006). *El volcán Teide. Volcanología, interpretación de Paisajes e Itinerarios comentados*. Santa Cruz de Tenerife, CajaCanarias.
- CEBALLOS FENÁNDEZ DE CÓRDOBA, L. y ORTUÑO MEDINA, F. (1976). *Estudio sobre la vegetación y flora forestal de las Canarias occidentales*. Santa Cruz de Tenerife, Excmo. Cabildo Insular de Tenerife.
- CLIMENT, J., LÓPEZ, R., GONZÁLEZ, S. y GIL, L. (2007). «El pino canario (*Pinus canariensis*), una especie singular». *Ecosistemas*, 16(1), 80-89.
- DEL ARCO, M. J. (Ed.) (2006): Mapa de vegetación de Canarias. Memoria General. Tenerife, Grafcan Ediciones
- DEL ARCO AGUILAR, M. J., PÉREZ DE PAZ, P. L., RODRÍGUEZ DELGADO, O., SALAS PASCUAL, M. y WILDPRET DE LA TORRE, W. (1992). Atlas cartográfico de los pinares canarios: Tenerife. Santa Cruz de Tenerife, Viceconsejería de Medio Ambiente Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente, Gobierno de Canarias.
- DEL ARCO AGUILAR, M. J. and RODRÍGUEZ DELGADO, O. (2018). *Vegetation of the Canary Islands*. Cham, Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-77255-4>
- DÓNIZ, F. J. (2009): *Volcanes basálticos monogénicos de Tenerife. Tenerife, Ayuntamiento de Los Realejos*.
- García-Barreda, S. and Reyna, S. (2013): «Short-term dynamics of *Quercus ilex* advance regeneration in a *Pinus nigra* plantation after the creation of small canopy gaps», *Forest Systems*, 22(2), 179-188. <http://dx.doi.org/10.5424/fs/2013222-03553>
- IDECanarias (s.f): *Infraestructura de Datos Espaciales de Canarias*. Visor <https://visor.grafcan.es/visorweb/>. Consulta octubre de 2021.
- IDECanarias (s.f): *Infraestructura de Datos Espaciales de Canarias*. Listado de Servicios [https://www.idecanarias.es/listado\\_servicios](https://www.idecanarias.es/listado_servicios). Consulta octubre de 2021.
- LUIS, M., AROZENA, M. E., BELTRÁN YANES, E., DORTA, P. y MARZOL, M. V. (1994). «La influencia del clima en la variación espacial del pinar de Tenerife (I. Canarias)». *Anis do Instituto Superior de Agronomía*, XLIV, 393-406.
- MÉNDEZ, J., GONZÁLEZ-DELGADO, G., RÜDIGER, O., DE NASCIMENTO, L. y FERNÁNDEZ-PALACIOS, J. M. (2013): «Regeneración en los bosques canarios. Pinar, laurisilva y termófilo», en Santamarta Cereza, J. C. y Naranjo BORGES, J. (Eds.): *Ingeniería forestal y ambiental en medios insulares. Técnicas y experiencia en las Islas Canarias*. Madrid, Colegio de Ingenieros de Montes, pp. 126-149.
- PRZYBYLSKI, P., KONATOWSKA, M., JASTRZEBOWSKI, S., TEREBA, A., MOHYTYCH, V., TYBURSKI, L. and RUTKOWSKI, P. (2021): «The Possibility of Regenerating a Pine Stand through Natural Regeneration», *forests*, 12(8). <https://doi.org/10.3390/f12081055>
- QUIRANTES GONZÁLEZ, F., NÚÑEZ PESTANO, J. R. y GARCÍA MESA, D. A. (2011). *Los montes de Tenerife a través de su historia*. La Laguna, Servicio de Publicaciones Universidad de La Laguna.
- URBIETA, I. R., GARCÍA, L.V., ZAVALA, M. A. AND MARAÑÓN, T. (2011): «Mediterranean pine and oak distribution in southern Spain: Is there a mismatch between regeneration and adult distribution?», *Journal of Vegetation Science*, 22, 18-31. Doi: 10.1111/j.1654-1103.2010.01222.x

## LOS ESPACIOS DE PASTO DE LA CORDILLERA CANTÁBRICA: USOS GANADEROS EN LA LARGA DURACIÓN

Pablo López Gómez<sup>1</sup> y Margarita Fernández Mier<sup>2</sup>

### Resumen

Una de las principales temáticas de estudio en el marco de las ciencias sociales ha sido la gestión de los espacios comunales, revalorizados por la obra de la politóloga Elinor Östrom. En las dos últimas décadas se han ido implementando estudios sobre la gestión de los recursos colectivos desde distintas disciplinas —antropología, sociología, historia económica, geografía—, herramientas teóricas que hemos utilizado para acercarnos a los comunales de la cordillera Cantábrica añadiendo la información obtenida desde la arqueología.

Presentamos en esta comunicación los trabajos histórico-arqueológicos desarrollados en dos espacios de pasto: la braña de Busañe en el puerto de Andrúas (Quirós) y la braña de Los Fuexos (Montoubu, Miranda). Las intervenciones en estos lugares han permitido retrotraer su uso a la Prehistoria reciente, constatándose la continuidad de ocupación de estos lugares en la larga duración, así como la disimétrica presión ejercida en distintos momentos de la historia.

**Palabras clave** Arqueología de los comunales, Brañas, Diacronía, cordillera Cantábrica

### Abstract

The grazing areas of the Cantabrian Mountains: Livestock uses in the long time.

One of the main topics of study within the framework of the social sciences has been the management of commons, revalued by the work of the political scientist Elinor Östrom. In the last two decades, studies on the management of collective resources have been implemented from different disciplines —anthropology, sociology, economic history, geography—. These theoretical tools were been used to approach the communal areas of the Cantabrian Mountains, adding the information obtained from archaeology.

In this paper, we present the historical-archaeological work carried out in two pasture areas: the Busañe's *braña* in the pass of Andrúas (Quirós) and the Fuexo's *braña* (Montoubu, Miranda). The interventions in these places have allowed us to trace their use back to prehistory, confirming the continuity of occupation of these places over the long duration, as well as the dissymmetrical pressure exerted at different times in history.

**Keywords** Archaeology of the commons, Brañas, Diachrony, Cantabrian Mountains

<sup>1</sup>Universidad de León. <sup>2</sup>Universidad de Oviedo. <sup>1</sup>plopeg@unileon.es, <sup>2</sup>margarita.mier@uniovi.es



## 1. Arqueología de los comunales en la cordillera Cantábrica

Desde el año 2018 venimos realizando una serie de investigaciones histórico-arqueológicas de los espacios de uso colectivo y semicolectivo de la zona centro-occidental de la cordillera cantábrica. El objetivo de estos trabajos es caracterizar a las comunidades rurales de montaña en el norte peninsular a través de los diversos modelos de manejo de los recursos agroforestales y las fórmulas de gobernanza que se dan en el seno de esos territorios. Para ello nos hemos servido de las fuentes históricas, etnográficas y arqueológicas (Fernández *et al.*, 2020).

Si bien las costumbres comunitarias han sido fundamentales en todos los espacios —productivos y sociales— de las comunidades rurales cantábricas, la pervivencia de estos ha sido disimétrica, siendo especialmente resilientes las

prácticas colectivas en los pastizales de montaña (Vázquez, 2016). Es por ello que la mayor parte de nuestros esfuerzos arqueológicos se han centrado en las brañas cantábricas. Lugares ganaderos por excelencia que aún se mantienen en uso y son unos de los pilares fundamentales de la economía de las comunidades rurales y uno de los referentes paisajísticos de Asturias.

Al igual que ocurre con las intervenciones que hemos realizado en las aldeas habitadas, las brañas son espacios que aun se mantienen en uso pero que hunden sus raíces en momentos históricos muy lejanos. Esta característica hace que tengamos que plantearnos unas investigaciones complejas, con una necesaria mirada diacrónica y relacional (Fernández y Fernández, 2019).

## 2. Las brañas de Busañe y Los Fuevos: usos ganaderos en la larga duración

Tomando como punto de partida los trabajos previos que el grupo de investigación LLABOR había desarrollado en diversas aldeas de la zona centro-occidental cantábrica, incorporamos dos microespacios a la investigación: Los puertos de Andrúas (Quirós) y el cordal de Cueiru (Balmonte, Grau, Somiedu y Teverga).

Estas dos importantes zonas de pasto cumplen una serie de objetivos comunes: 1. Están relacionadas con las áreas en las que el grupo había centrado sus esfuerzos —Villanueva (Santu Adrianu) y Vigaña (Balmonte)—, lo que nos permite realizar estudios multidis-

ciplinares entre la información procedente de la cultura material, los análisis agrobiológicos, históricos y etnográficos realizados en el marco del mismo proyecto. 2. Ambos espacios tienen complejas formas de gobernanza en que las costumbres comunales están fuertemente arraigadas. 3. Existe un complejo corpus documental que hace referencia a estas áreas desde la Edad Media a la actualidad.

### Andrúas: la braña de Busañe/Busaña

Andrúas es un pastizal de montaña (1000 a 1500 metros de altura) situado en la falda occidental del Aramo. Está

inscrito en una formación de calizas de montaña en un sistema kárstico, lo que favorece la presencia de afloramientos de aguas durante todo el año. La capa vegetal se caracteriza por la presencia de bosques de acebos, abundantes pastos, espino blanco y piornales.

La importancia de este enclave reside en la presencia de agua, especialmente durante los meses estivales. Andrúas es una de las rutas de paso hacia los pastos de alta montaña del Aramo, sin embargo este no cuenta con agua continua, por lo que las diversas canales que discurren entre Andrúas y el Aramo se convierten en paso habitual de los ganados que aprovechan las zonas más altas y descienden diariamente para abrevarse.

Es por ello que Andrúas, aun siendo un monte de utilidad pública de Quirós, es un espacio aprovechado en régimen de facería entre diversas localidades de los concejos de Quirós, Proaza y Santu Adrianu, aunque este último perdió sus derechos en el pleito que se celebró entre los años 1956 y 1960<sup>1</sup>.

De la información extraída de las averiguaciones del pleito acaecido tras la declaración del monte de Utilidad Pública y los trabajos etnoarqueológicos realizados en la zona, tenemos una idea de la compleja gobernanza y formas de manejo que se dan en Andrúas. Aprovechan de forma colectiva y durante todo el año estos puertos los vecinos de la Rebollá y Pedroveya (Quirós) y los de Serandi (Proaza), que además de subir con los ganados mayores durante los meses de verano tenían derechos a subir con

la *vecera* durante todo el año. Los vecinos de Bermiego y Tene solo tenían derechos durante los meses de verano, recogiendo los ganados a las morteras durante primavera y otoño. Lo mismo sucede con los vecinos de Agüeras, Pirueño, San Martín, Villamexín y Villanueva que solo pueden acceder durante los meses de verano.

En este tiempo los animales pastaban libremente por todo el puerto (incluso subiendo a los pastos de altura del Aramo), pero siempre tenían que volver a dormir al lugar en el que cada aldea tenía sus cabañas o corros. De esta forma en Busañe/Buxana amajadeaban las aldeas de La Rebollá, Pedroveya, Serandi y Villanueva, en Horticeo y Entre Corros lo hacen los de Berniego, en los Porquerones los de Tene y Villamexín y en el Azebal los de Aqüeras y Pirueño. Si bien actualmente ninguna cabaña se mantiene en uso y únicamente se encuentra en pie la cabana de los de Villanueva en Busañe/Buxana (López, 2019; Fernández y López, 2021).

Los trabajos de prospección arqueológica nos permitieron documentar restos de estructuras tanto en la braña de Busañe/Buxana, como en Los Porquerones, Horticeo, Cabanalvare, Panune, Espaneo y Entre Corros (Figura 1).

Entre la documentación medieval que se conserva en la catedral de Uviéu se encuentran los documentos fundacionales de la abadía de Santuadriano de Tuñón. Entre los bienes y privilegios de este monasterio que se mencionan en la documentación se encuentran una serie de bustos y morteras en el Aramo.

<sup>1</sup>Juzgado de primera instancia nº 1 de Oviedo, pleito 110 del año 1960.

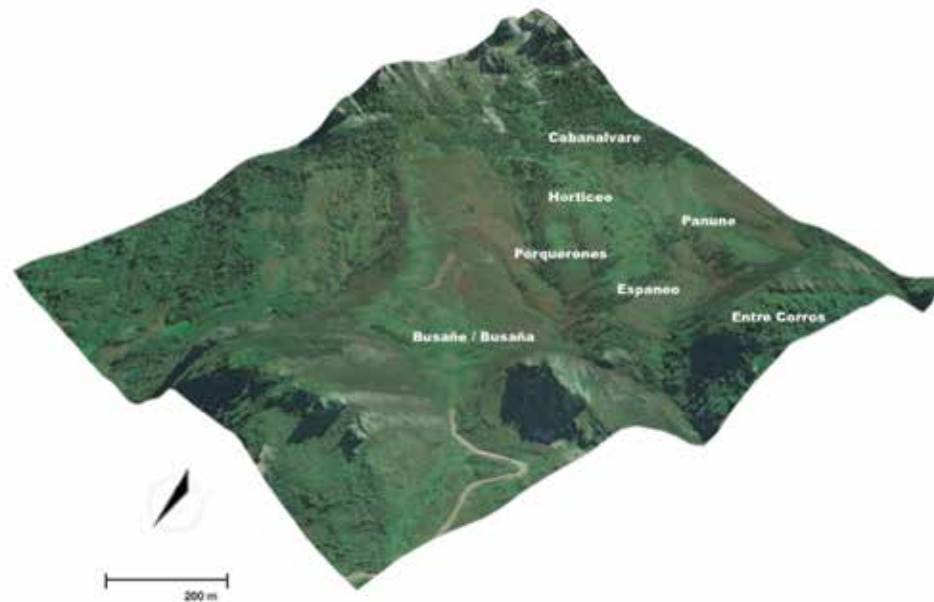


Figura 1. Modelo 3D del territorio de Andrúas.

«... in monte aramo bustum quod dicunt foios - / bustum fonte frida - busto quod dicunt ortizeto - alio ortizeto - bus / tu quod dicunt coua - bustum iohanni - busto panonin - illa mor / tera - busto quod dicunt coua maiore - coua minore - bustu que / dicunt millatoris - bustu quod dicunt pando andruas - bustu / quod dicunt buslorelli - busto quod dicunt monte obio...» (Fernández Conde y Pedregal, 1995).

Si bien los trabajos documentales sitúan la elaboración de estos textos hacia el siglo XII (Fernández y Pedregal, 1995), la referencia a estos espacios, muchos de los cuales aún pueden reconocerse en nuestra área de estudio, nos hablan de un espacio ganadero ampliamente aprovechado y regulado en la plena Edad Media. Una primera interpretación filológica de estos topóni-

mos y su ubicación la proporcionan los trabajos de Xulio Viejo (1999), donde se hace mención a la posible filiación antroponímica de origen romano del lugar de Panonin y la evolución del topónimo de *Iohanni* con el actual Busaña/Buxana (Viejo, 1999).

La intervención arqueológica de este espacio se ha focalizado en la braña de Busaña/Buxana, donde hemos intervenido en dos estructuras de esta braña (C-2 y C-3), que se corresponden a dos estancias de una misma construcción (Figura 2).

Al inicio de la excavación se documentó una reutilización de parte del derrumbe de la C-3 como *antoxana* de una construcción posterior (cuyos restos aún se conservan). Los restos materiales asociados a esta reutilización nos marcan un estadio cronotipológico de los siglos XVIII-XIX-XX. A este periodo se

corresponden la mayor parte los restos constructivos que están dispersos por la braña y a los que se hace referencia en la documentación moderna.

La segunda fase documentada se corresponde con una construcción de grandes dimensiones con al menos dos estancias, C-3 y C-2. La estancia denominada C-2 es la más antigua y conecta a la estructura C-3 por su muro oeste, que además es medianero. La estructura C-3 continúa hacia el oeste excediendo las dimensiones de la cata, pero al menos conservó parte de un hogar en la esquina suroeste. Encima del suelo se conservó un nivel con mucha materia orgánica carbonizada, con grandes restos de maderas que conservan gran parte de su estructura molecular. A falta de los resultados de los estudios antracológicos interpretamos este nivel como un posible derrumbe de la techumbre que sería de cubierta vegetal. Tanto los restos materiales (entre los que se encuentran tres maravedís de los Reyes Católicos), como las dataciones radiocarbónicas nos muestran una fase de utilización de esta construcción entre el final de la Edad Media y la primera Edad Moderna (siglos XV-XVI). Entre la materia orgánica que ya ha sido procesada destaca la presencia de abundantes restos de espinillo blanco (sobre todo de restos de semillas carbonizadas lo que nos induce a interpretar un uso de ramas como combustible y como material constructivo de la techumbre), así como restos de cáscaras de avellanas y una castaña carbonizada.

Las dimensiones de la estructura, con dos estancias diferenciadas, así como los restos materiales —entre los que destaca la cerámica de cocina y al-

macenaje, un pequeño cencerro y tres monedas—, nos permiten interpretar esta fase de ocupación con un uso estable, algo que difiere de los usos ganadero-estables de las fases moderna/actual y de la plena medieval de la braña. Aunque nos encontramos en un lugar por el que discurre una importante vía de comunicación, el camino de San Melchor (Argüelles, 2016) y tenemos datos sobre una antigua venta asociada a ese mismo camino en la localidad de Pedroveya, nos inclinamos más por interpretar esta construcción como un intento de poblamiento estable en la Baja Edad Media-primer Edad Moderna.

Para ello es significativo un documento que se menciona en las averiguaciones del pleito de 1960. Se trata de un litigio entre concejo y vecinos de Bermiego, San Vicente de Agüeras, Santa Olaya de Perueño y San Martín de Serandi contra Álvaro Pérez de Tene en el año 1599. En la sentencia se obliga a Álvaro Pérez a restituir un espacio de Andrúas donde había construido casa y cerrado terreno para su aprovechamiento privado. Aunque no podemos asegurar si estamos ante este intento de crear un caserío de Álvaro Pérez, el poco tiempo en uso de la estructura y lo que parece ser su destrucción premeditada, nos permiten documentar estos intentos por poblar espacios limítrofes y comunales, de los cuales algunos triunfan y otros colapsan dando lugar a despoblados. Sin duda la presencia de jerarquías y élites supralocales o la capacidad de agencia de las comunidades rurales que aprovechan estos espacios serán un factor de suma importancia para el éxito o fracaso de los mismos.

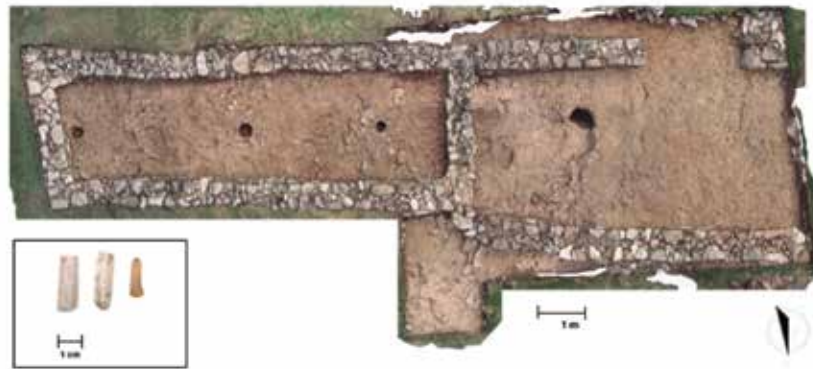


Figura 2. Modelo 3D de la intervención. En primer plano los restos murarios de la fase medieval. En segundo las estructuras negativas asociadas a los niveles de la Prehistoria reciente. Lámina con 3 piezas de sílex recuperadas durante la intervención.

No tenemos evidencias materiales relevantes para los primeros momentos de ocupación de esta braña en la Edad Media, solo pequeños indicios del aprovechamiento de este espacio, entre los que destaca una datación radiocarbónica —de un nivel de colmatación sobre el que se levantó la casa— del siglo XI, algo que va acorde a las referencias documentales de los bustos del Aramo.

Mucho más impactante es la ocupación de este espacio en la prehistoria reciente. Inmediatamente debajo de los niveles medievales, se ha documentado una importante fase de uso asociada a un preparado de suelo de cantos y a cuatro estructuras negativas, tres ellas correspondientes a hoyos de poste. Los restos materiales asociados a esta fase debemos incluirlos en un espectro cronocultural entre el Neolítico y la Edad de los Metales. Destaca la presencia de abundante material lítico —tanto en cuarcita como sílex— entre ellos seis láminas de sílex (Figura 2) y un hacha pulimentada de esquisto.

### El cordal de Cueiru: la braña de Los Fuexos

Tomando como eje el entorno de Cueiru, un importante lugar a nivel simbólico e identitario entre los concejos de Somiedu, Teberga, Balmonte y Grau, en el año 2019 empezamos las investigaciones de este espacio con una prospección superficial por las brañas de Vicenturo (Urria, Teverga), las morteras de Veiga`l Práu y Veiga de Cueiru (Taxa, Teberga), la campa Cueiru (Taxa, Montoubu, La Bustariega y Valcárcel), la braña de Los Fuexos (Montoubu, Balmonte) y la braña de La Furcada (Llamousu, Balmonte) (Figura 3).

Durante los trabajos de campo hemos podido documentar la gran riqueza patrimonial del entorno, atravesado por la vía histórica de la Mesa, con 178 estructuras en diverso grado de conservación entre cabañas, *bellares*, corrales, *ol.leras*, cierres a piedra seca, una tejera, una venta y dos ermitas. Pero también hemos do-

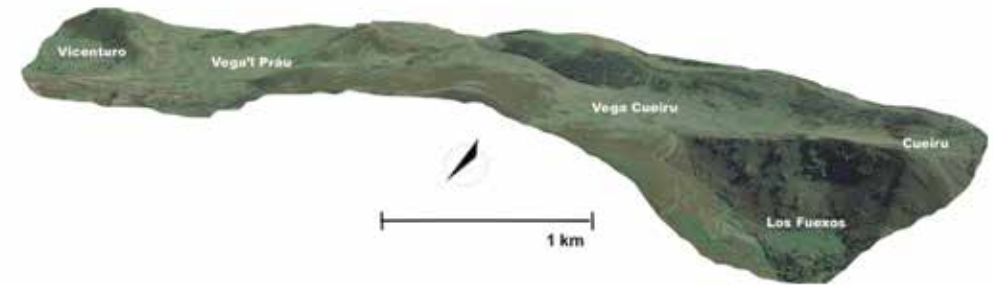


Figura 3. Modelo 3D del territorio del cordal de Cueiru.

documentado una amplia diversidad en las estrategias de gestión y manejo de los espacios de uso colectivos y semicolectivos (Fernández y López, 2021). Vicenturo, Vega'l Práu y Vega de Cueiru tenían un aprovechamiento semicolectivo, en la que cada vecino posee una o varias parcelas en cada vega. Cada una de estas parcelas estaban separadas del resto por mojones en el terreno. El aprovechamiento de este espacio era mixto, las parcelas eran reservadas para la producción de heno, pero una vez segado y almacenado toda la vega entraba en *derrota*, y los ganados mayores y menores de todos los vecinos pastaban de forma mancomunada<sup>3</sup>. Mientras que las brañas de Los Fuexos y La Furcada son aprovechadas de forma comunal por los vecinos de cada aldea (Fernández y López, 2021).

Los trabajos arqueológicos de esta zona se centraron en la braña de Los Fuexos de Montoubu, que se asienta en una pequeña terraza o anfiteatro en las cercanías de tres surgencias de agua en la ladera suroeste del Cantu la Casa. Está a una altura de 1200 metros en una formación geológica de cuarcitas ferruginos-

as, donde se aprecian grandes clastos desprendidos de la montaña. La vegetación actual se caracteriza por la presencia de matorral y espacios de pasto.

Esta braña es propiedad de los vecinos de la aldea de Montoubu, que (re)compraron este espacio tras la desamortización. La gobernanza de Los Fuexos se rige por el régimen comunal de vecindad. Cada unidad doméstica tenía su cabaña, estas estaban destinadas a cobijar al ganado y a la persona que durante el verano se desplaza diariamente a atenderlo a este espacio.

La primera intervención se realizó en las estructuras C18 y C23. La C23, una cabaña totalmente arruinada en la parte más alta de la braña denominada el Pimpano, solo conservó una parte de un suelo empedrado con pequeños cantos de menos de 20 cm, que se disponían directamente sobre rocas naturales y una pequeña estructura circular que asociamos al hogar. El completo lavado de los niveles de uso no permitió recuperar ningún resto material ni muestras que analizar.

La segunda estructura intervenida fue la C18, y al igual que en la primera zona intervenida se documentaron los complejos

<sup>2</sup>La presencia del topónimo «Cabanalvare» en otro espacio de Andruás podría referirse a este hecho histórico.

<sup>3</sup>La propiedad de cada vega pertenece a cada aldea, pero una vez entra en *derrota* los límites eran custodiados por el modelo de *facería a rexas vueltas*, en la que los ganados pastaban libremente pero tenían que pasar la noche cada uno en su majada o braña.

procesos posdeposicionales que asolan este tipo de asentamientos. La situación de esta segunda estructura, en una zona llana de la braña, nos ha permitido recuperar gran cantidad de materiales cerámicos, metálicos y restos de animales consumidos, si bien estos se encuentran en posición secundaria y fueron depositados por acciones de arrastre una vez ya estaba en proceso de ruina la cabaña. La mayoría de los materiales podemos adscribirlos a un periodo cronológico entre los siglos XVIII y principios del XX, pero tenemos algunos fragmentos que podemos atribuir a los siglos finales de la Edad Media. Sobre la esquina oeste de la cata apreciamos un primer corte que resultó ser la fosa del enterramiento de un ternero de entre los 3-6 meses de vida. Esta actuación tuvo lugar cuando la cabaña ya estaba en desuso y consistió en la construcción de una fosa simple entre los restos del derrumbe donde se depositó el animal muerto. Una vez retiradas estas unidades, no se documentó ningún nivel de uso de la cabaña, salvo la presencia de un hogar que conservó parte de los depósitos de combustión. Los resultados de las dataciones radiocarbónicas nos ofrecen un último momento de uso de este hogar en el siglo XVI.

En el año 2020 y 2021 continuamos con los trabajos en la braña de Los Fuexos, en este caso excavando la estructura C-29, que se situaba en una pequeña planicie o anfiteatro en la ladera sur, y resguardada de los aluviones y aludes. En la primera fase de la intervención hemos documentado un uso puntual como *bellar* de los restos arruinados de la cabaña. Esta reutilización tiene asociada una cultura material que podemos datar en el final del XIX y primer tercio del XX. Tras este nivel se do-

documentó una fase de uso de la C29 como cabaña ganadera. Aunque su nivel de uso estaba lavado y no se han visto evidencias de un hogar, la presencia de un suelo de grandes losas y abundante cerámica moderna nos permite interpretar este lugar como una estancia para el pastor y el ganado de menor edad (Figura 4). La cultura material (con la recuperación de dos monedas una de dos maravedís acuñada por Carlos II pero que presenta signos de reutilización) y la estratigrafía (cubre un nivel con presencia de numerosos restos óseos datados entre los siglos XVI-XVII), nos permiten datar el uso de la cabaña entre los siglos XVIII-XIX, seguramente un momento de mayor presión y reestructuración del monte, tras la compra por parte de la comunidad en los procesos asociados a la desamortización.

Como mencionábamos anteriormente, esta estructura se asienta sobre un nivel de abandono y uso para enterrar crías de animales —en concreto 5 terneros, 3 cerdos y restos de un ovicáprido—. Esta práctica es habitual en los espacios ganaderos ya que los animales infantiles que mueren sin una causa determinada suelen ser enterrados en las cercanías de los asentamientos, para evitar la propagación de posibles enfermedades o atraer alimañas. La datación de varios de estos restos óseos, nos hablan de un periodo entre el siglo XVI y el XVIII para los mismos, si bien la horquilla de calibración es demasiado amplia y dificulta su interpretación. La presencia en la documentación moderna de un vaqueiru d'Alzada arrendado en esta braña en torno a 1763 (APA. C-214939) confirman tanto las dataciones como la cabaña ganadera recuperada en la intervención. Este tipo de restos (vacuno,



Figura 4. Fase moderna de la C-29 de Los Fuexos.

ovicáprido, cerdo y alguna posible ave), suelen estar asociados a asentamientos más estables o seminómadas como fueron los de este grupo social.

Al igual que sucede en la C18 parece que estos enterramientos aprovechan las ruinas de estructuras anteriores a las que cortan. Si bien en este caso los restos están muy fragmentados y alterados y únicamente hemos podido

### 3. Conclusiones

La escasa información de la que partimos a la hora de iniciar nuestros trabajos hace que hayamos conseguido documentar nuevos datos históricos y arqueológicos para diferentes periodos, generando un volumen de información suficientemente significativa que nos permite caracterizar a los distintos grupos sociales implicados en el aprovechamiento de los pastos, la capacidad de agencia colectiva de las comunidades frente al resto de agentes implicados en los procesos de transformación territorial, o la evolución de los modelos de gestión y manejo de los recursos con sus cambios y sus resiliencias.

La mayor parte de los restos que podemos documentar hoy en las brañas se corresponden con los procesos

de reorganización que se dan entre los siglos XVIII y XIX, si bien las intervenciones arqueológicas nos muestran unos auténticos palimpsestos, con continuas reutilizaciones del espacio. Muy significativos son los procesos que se dan entre la Baja Edad Media y la época moderna, en la que la presencia de determinadas élites pone en marcha diversos intentos por explotar los espacios comunales, bien por medio de intentos de poblamiento estables como por la irrupción de agentes externos como son los vaqueiros de alzada. Algunas de estas empresas tienen éxito, pero otras fracasan. Sin duda la capacidad de agencia de las propias comunidades locales se pone a prueba en estos procesos. Unas comunidades que



empezamos a intuir aprovechando de forma organizada los grandes espacios de pasto, al menos en la Plena Edad Media.

Unos espacios altimontanos que tienen un aprovechamiento mucho más dilatado del que nos esperábamos, con la presencia de hábitat ya en la prehistoria reciente.

## Agradecimientos

Este texto se inscribe dentro de los trabajos realizados por el grupo LLABOR dentro del proyecto En Nombre de la Comunidad. Comunidades Campesinas en Áreas de Montaña: Definición Territorial, Gestión Colectiva y Lugares Centrales en la Formación de las Identidades Locales (REF: PID2020-112506GB-C43) financiado por el Ministerio de Ciencia e innovación.

## 4. Referencias

ARGÜELLES ÁLVAREZ, P. (2016): *Comunicaciones históricas en la región de Asturias desde tiempos romanos hasta centurias medievales*. El caso del viario romano en el sector transmontano. Tesis doctoral inédita. UNED.

FERNÁNDEZ CONDE, F.J y PEDREGAL, M. A. (1996-1996): «Santo Adriano de Tuñón: historia de un territorio en los siglos de transición», *Asturiensia Medievalia*, 8, pp. 79-110.

FERNÁNDEZ FERNÁNDEZ, J. y FERNÁNDEZ MIER, M. (Eds.) (2019): *The Archaeology of Medieval Villages Currently Inhabited in Europe*. Oxford: Archaeopress.

FERNÁNDEZ MIER, M.; ESCALONA MONJE, J.; MARTÍN VISO, I.; QUIRÓS CASTILLO, J. A. (2020): «Proyecto coordinado ELCOS. Espacios locales y complejidad social. Las raíces medievales de un problema del siglo XXI.» *Congreso Internacional La historiografía medieval en España y la conformación de equipos de trabajo: Los proyectos de investigación I+D+i*. Madrid: Sociedad Española de Estudios Medievales.

FERNÁNDEZ MIER, M. y LÓPEZ GÓMEZ, P. (2021): «Archaeology of the commons: seasonal settlements in the Cantabrian Mountains» en P. Dixon y Cl. Theune (Eds), *Seasonal Settlement in the medieval and early modern countryside*. *Ruralia XIII*. Sidestone Press, Leiden 2021), pp. 81-92.

LÓPEZ GÓMEZ, P. (2019): «Gestión y aprovechamiento de los territorios agroforestales de montaña en la cordillera cantábrica durante la Edad Media: una aportación desde la arqueología agraria» en, *La ciudad de los campesinos. Villas nuevas, pequeñas villas, villas mercado* (XLVI Semana Internacional de Estudios Medievales. Estella-Lizarra. (16/19 de julio de 2019). Fondo de Publicaciones del Gobierno de Navarra.

VÁZQUEZ, I. (2016). *Aprendizaje histórico en gestión de bienes comunales: los pastos en Cantabria* (España). Tesis Doctoral, Universidad de Cantabria, Santander.

VIEJO FERNÁNDEZ, X. (1999): «D'onomástica asturiana antigua: un exemplu de pervivencia na topoinimia». *Corona Spicea, in memoriam Cristóbal Rodríguez Alonso*. Oviedo: Universidad de Oviedo.

ARCHIVO PROVINCIAL DE ASTURIAS (APA.): Parroquia rural de Taja, Teverga. Caja 214939

## LA TRANSFORMACIÓN DEL PAISAJE EN UNA ALDEA DE MEDIA MONTAÑA: VIGAÑA (BALMONTE DE MIRANDA)

<sup>1</sup>Margarita Fernández Mier, <sup>2</sup>Pablo López Gómez y <sup>3</sup>Elías Carballido González

### Resumen

Una de las principales temáticas de investigación de la historia rural medieval a finales del siglo XX han sido los procesos relacionados con la formación de la red aldeana, que hunde sus raíces en los siglos altomedievales; al inicial interés por los lugares de hábitat, se han ido incorporando perspectivas más holísticas que han centrado su atención en las transformaciones del medio, paralelas al afianzamiento de las zonas de habitación. Esta nueva perspectiva ha permitido profundizar en el conocimiento de las condiciones naturales en las que se desenvuelven estas comunidades locales, así como en los procesos de trabajo del campesinado.

Presentamos en esta comunicación los trabajos que durante los últimos 12 años venimos desarrollando en el pueblo de Vigaña, en Balmonte de Miranda, convertido en un laboratorio de experimentación de la «arqueología agraria». Hemos aplicado diversas metodologías de investigación que han permitido profundizar en la diacronía de ocupación del territorio, desde el neolítico final hasta la actualidad, y en las actividades económicas realizadas por los habitantes de la aldea y de las sociedades que la precedieron.

**Palabras clave** *Vigaña, diacronía, estudios arqueobiológicos, paisaje*

### Abstract

The transformation of the landscape in a mid-mountain village. Vigaña (Balmonte de Miranda).

One of the main research topics in medieval rural history at the end of the 20th century has been the processes related to the formation of the village network, which has its roots in the early medieval centuries. In addition to the initial interest in places of habitation, more holistic perspectives have been incorporated, which have focused on the transformations of the environment, parallel to the consolidation of the areas of habitation. This new perspective has made it possible to deepen our knowledge of the natural conditions in which these local communities live, as well as the work processes of the peasantry.

In this paper we present the work we have been carrying out over the last 12 years in the village of Vigaña, in Balmonte de Miranda, which has become an experimental laboratory for «agrarian archaeology». We have applied different research methodologies that have allowed us to study in depth the diachrony of occupation of the territory, from the late Neolithic period to the present day, and the economic activities carried out by the inhabitants of the village and the societies that preceded it.

**Keywords** *Vigaña, diachrony, archaeological studies, landscape*

<sup>1</sup>Universidad de Oviedo. <sup>2</sup>Universidad de León. <sup>3</sup>Universidad de Oviedo.

<sup>1</sup>margarita.mier@uniovi.es, <sup>2</sup>plopeg@unileon.es, <sup>3</sup>eliascarballido@gmail.com

## 1. La arqueología de los despoblados y la arqueología de las aldeas habitadas

La historia rural desarrollada en las últimas décadas del siglo XX supuso una importante activación de los trabajos históricos que centraban su atención en la economía de las sociedades campesinas medievales. En los años sesenta, con una fuerte influencia de la historiografía francesa, en España se pone en marcha un amplio programa de investigación centrado en la historia rural medieval que activa la renovación de una historiografía que había estado dominada por los paradigmas ligados al historicismo. Así, en la línea de la geografía histórica, se implementan proyectos de investigación que focalizan la atención en la relación existente entre los grandes señoríos feudales, un campesinado dependiente y su aprovechamiento del medio. Una interpretación que da protagonismo al señorío frente a un campesinado dependiente que no tiene ninguna capacidad de decisión en los procesos productivos, especialmente en los siglos centrales de la Edad Media.

Paralelamente, la desmonumentalización de la arqueología va favoreciendo el desarrollo de una investigación desde la cultura material que se interroga sobre las estructuras del poblamiento a partir del estudio de las zonas domésticas. Esta línea de trabajo va a focalizar su atención en la amplia nómina de despoblados que se documentan en toda Europa, que responden a una amplia casuística de abandono desde los siglos plenomedievales hasta el siglo XX, pero cuyo origen, en la mayor parte de los casos, es necesario retrotraer a la Alta Edad Media.

La arqueología de los despoblados, con un amplio desarrollo en el marco europeo y una más reciente historia en territorio peninsular, ha ido incorporando a lo largo de las últimas décadas distintas preguntas históricas que han focalizado su estudio en las áreas de habitación primero y posteriormente en los campos de cultivo y las áreas de pasto y bosque, incorporando una amplia gama de estudios arqueobiológicos que han permitido la reconstrucción del paisaje en los distintos momentos históricos (Hamerow, 2002, 2012; Quirós Castillo, 2009)

Más reciente es la implementación de una arqueología que se ocupa de las aldeas aún ocupadas en la actualidad. Si bien son miles las aldeas abandonadas en toda Europa en distintos momentos históricos, no lo es menos que una buena parte del poblamiento que aún perdura tiene un origen altomedieval y ha sido capaz de superar los momentos de crisis que otros poblados no han podido resistir. En este contexto, el caso de las áreas de montaña presenta una interesante especificidad ya que es mayor la capacidad de resiliencia de sus lugares de hábitat, tal y como podemos evidenciar en la cornisa cantábrica (Fernández Fernández y Fernández Mier, 2019). Por ello, para poder obtener un cuadro más complejo del poblamiento medieval y de los procesos con él relacionados, era necesario poner en marcha una arqueología de las aldeas aún habitadas en la actualidad que nos permitiera decodificar la historia de los paisajes actuales, prestando atención no solo a los lugares de

hábitat, donde se vive, por donde circula y donde se almacenan lo que se produce, sino atendiendo a todos los elementos que conforman el llamado «paisaje tradicional». Un paisaje que había sido descrito por los geógrafos en los años ochenta y analizado con una perspectiva histórica que se centraba en los dos últimos siglos (García Fernández, 1988; Rodríguez Gutiérrez, 1989).

La experiencia acumulada permitió poner en marcha lo que hemos denominado una «arqueología agraria» una metodología de investigación que favorece una aproximación holística al

territorio y que da mayor protagonismo a la capacidad de toma de decisiones del campesinado. Además, se concibe como una herramienta de reflexión sobre la dramática situación actual de despoblamiento, permitiendo plantear opciones de futuro que se apoyen en el conocimiento científico de la historia del territorio. Un territorio y unos paisajes que nos empeñamos en publicitar como naturales, relegando a un segundo plano los procesos relacionados con la intervención del ser humano sobre el medio (Alonso González *et al.* 2018; Quirós Castillo, 2014).

## 2. Vigaña. El estudio holístico de una aldea medieval

En el año 2010, en el marco de un proyecto de I+D+i sobre la formación de los paisajes del noroeste peninsular, planteamos un estudio microespacial sobre una aldea de media montaña, Vigaña (Balmonte de Miranda, Asturias) con el objetivo de comprender los procesos de formación del poblamiento en la Alta Edad Media, pero no solo en relación con los espacios de hábitat, sino también en las áreas de cultivo agrícola y de uso ganadero.

Partíamos del buen conocimiento del territorio: toponimia, topografía, usos tradicionales, aterrazamientos, sistemas de riego, construcciones ganaderas y, por supuesto, la documentación escrita, especialmente la medieval, que aportaba una interesante información sobre los procesos de territorialización durante el Medievo y sobre algunas prácticas agrícolas (Fernández Mier, 1999).

Con la información que aportaba la superficie y el registro escrito, se diseñó un programa de intervenciones arqueológicas

en distintas partes de la aldea: desde lugares considerados yacimientos arqueológicos, como el castro de la Edad del Hierro o la necrópolis medieval, hasta terrazas y espacios de cultivo, así como microsondeos en las zonas de pasto.

La aplicación de una amplia batería de estudios arqueobiológicos en las distintas intervenciones realizadas, 15 sondeos que en algunos casos se convirtieron en importantes excavaciones en área, han permitido caracterizar la formación de este paisaje desde el IV milenio a. C. hasta la actualidad, sacando a la luz importantes yacimientos arqueológicos del Neolítico, la Edad del Bronce o de la Alta Edad Media, pudiendo en algunos casos caracterizar el paisaje asociado a estos momentos históricos

### 2.1. Las primeras transformaciones del paisaje: Las Corvas y la Sienrra

Varios sondeos realizados en distintas zonas de la aldea, espacios que en época reciente acogieron cultivo de ce-

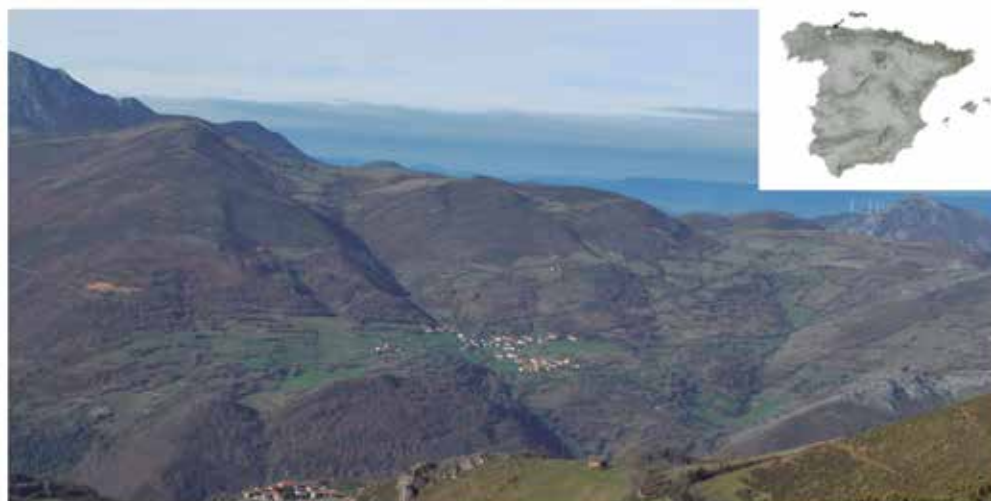


Figura 1. Localización e imagen de la aldea de Vigaña.

reales, han aportado información de lo que consideramos es el primero momento de aprovechamiento del territorio, el neolítico final. Los sondeos tenían como objetivo comprender las formas constructivas de los aterrazamientos en algunas de las zonas de cultivo, tanto las relacionadas con el cultivo del maíz –suelos profundos y con sistemas de regadío–, como aquellos que acogieron la siembra de la escanda –suelos poco profundos y localizados en zonas con cierta pendiente–.

El sondeo realizado en una de estas terrazas, en el lugar de Las Corvas (número 2 de la Figura 2), localizado a media ladera, a 550 m de altitud, ofreció una compleja secuencia que nos ilustra sobre la complejidad de los procesos estratigráficos en las áreas de cultivo. El pequeño murete de piedra de la terraza es de reciente construcción, relacionado con los procesos de división de las parcelas en los siglos XIX y XX. Esta construcción se superponía a un amplio paquete de sedimentos arcillosos que habían acogido el cultivo del maíz y que

se relacionaban con la existencia de una pequeña infraestructura hidráulica que atravesaba el valle; esto favoreció los procesos erosivos en la zona alta del valle y el depósito de los sedimentos en las parcelas situadas a una cota inferior. Bajo este paquete de sedimentos se documentó una unidad estratigráfica con materia orgánica, así como cerámica y abundancia de carbones que aportaron una datación de la primera Edad del Hierro. La composición de esta unidad parece remitir a un espacio de cultivo, que se relacionaría con el castro localizado en las inmediaciones que arrojó una diacronía de uso desde la primera Edad del Hierro (siglo VII a. C.) hasta los primeros momentos de época altoimperial romana. Bajo este horizonte de uso agrícola se documentó un derrumbe de piedras que amortizaba una zona de hábitat a la que se asociaban tres hogares muy bien conservados, relacionados con diversos hoyos de poste y suelos de uso que nos indican la presencia de cabañas construidas con materiales perecederos: madera, barro y cubierta vegetal. La

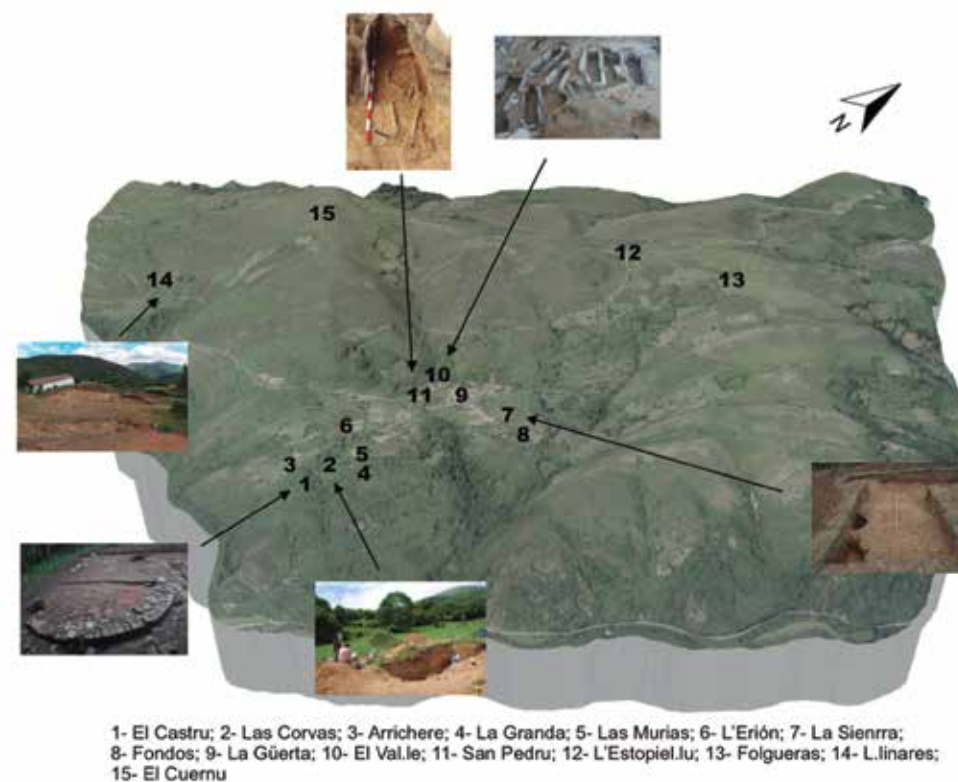


Figura 2. Localización de los diversos sondeos arqueológicos en el territorio de Vigaña.

cronología de los tres hogares nos remite al IV milenio, con importantes intervalos de uso entre ellos, lo que puede indicar procesos de uso, abandono y nuevas reocupaciones del lugar. Los estudios antropológicos de los carbones localizados en los hogares indican el uso para la combustión de avellano y roble. La excelente conservación de este yacimiento se relaciona con la presencia de ese derrumbe que amortiza el área de hábitat y que parece intencionado, posterior al último momento de uso de este espacio que se convertirá en campo de cultivo en los milenios posteriores.

La excepcionalidad de este hallazgo no debe eclipsar la información aportada por otros sondeos realizados en las

cercanías de la aldea actual; bajo los niveles de uso agrícola de época medieval y moderna, en algunas catas se localizan restos de hoyos de poste e incluso estructuras de mayores dimensiones que se pudieran corresponder con silos, que se asocian a cerámicas hechas a mano y que también apuntan a una cronología que nos lleva al IV milenio (número 8 de la Figura 2). Son restos relacionados con prácticas agrarias y domésticas asociadas a los primeros grupos de llegada al territorio e inician actividades de desbroce y quema, tal y como se documenta en el nivel inferior de otro de los sondeos, la Sierra (número 7 de la Figura 2), que indican prácticas de abonado con la uti-

lización de cenizas (Fernández Mier y González Álvarez, 2013).

La existencia de dos túmulos megalíticos (números 12 y 15 de la Figura 2) en el territorio de Vigaña completarían el cuadro de estos primeros momentos de ocupación del territorio, dos túmulos de dimensiones y estructuras diferentes, que ocupan distintas alturas, 700 y 950 m de altitud, y con una relación diversa con áreas de pasto y vías de comunicación. Desconocemos su cronología, pero sin duda debemos interpretarlos en relación con las zonas de uso doméstico neolíticas localizada a media ladera que nos indican un primer momento de aprovechamiento de estos territorios.

## 2.2. Un Meeting place en la larga duración: L.linares

La excavación del término de L.linares (número 14 de la Figura 2), en el límite del territorio de Vigaña con la aldea de Castañera, también aportó una amplia cronología de ocupación que se remonta, en este caso, al III y II milenio a.C. La ermita actual se superpone a niveles de uso de época medieval y moderna, habiéndose localizado abundante numerario de estos periodos. No resulta fácil caracterizar esta ocupación ya que se localiza bajo la ermita y ha sido removida con las labores de construcción de la misma, sin embargo, la abundancia de numerario y de cenizas parece apuntar a un lugar de reunión, que podría ser similar al que pervive en la actualidad. Estos niveles se superponen a una necrópolis de la que se han documentado una sesentena de tumbas y que se remonta a los siglos X y XI d. C. Llama la atención que las tumbas, salvo en un caso, no se cortan entre ellas, lo

que indica una cronología que no se alarga mucho en el tiempo y que las tumbas estaban señaladas de forma que se evita la reutilización de los enterramientos.

La necrópolis altomedieval se superpone a una espectacular ocupación de la Edad del Bronce con una amplia cronología que se extiende a lo largo del segundo y tercer milenio, aunque aún está por documentar su uso durante el Bronce Medio. El Bronce Final está representado por una estructura de combustión de planta ovalada, con un área de horno y una pequeña antesala; tiene el acceso por el lateral sur y tres lajas monumentales señalan la boca del área de combustión y entre ellas se localiza un pequeño cenicero. Las dataciones de los carbones indican un Bronce Final y su estudio, una vez más, indican la combustión de avellanos y roble (Figura 3).

Esta estructura se localiza en un área monumentalizada con un espacio de circulación en su entorno, con varios niveles de aterrazamiento, destacando el situado al norte, del que se conservaban dos hiladas en altura que retenían una gran acumulación de piedras que generaba una plataforma sobre la que se conservaban restos de combustión. Sin duda, se trata de un espacio monumental que se localizaría en el extremo de un poblado que se extiende hacia el oeste y al que se asocia abundante cerámica, muy porosa que se corresponde con contenedores de considerable tamaño.

Debido a la ausencia de paralelos en el noroeste peninsular, resulta compleja la interpretación de este conjunto, pero trabajamos con la hipótesis de que se trata de una zona de espacios públicos en torno a la estructura de combustión.

Las tumbas medievales cortaban tanto la estructura de combustión como la zona del aterrazamiento, lo que permitió intuir la existencia de estructuras bajo este horizonte de monumentalización del espacio. Así, se procedió a levantar una parte de la terraza norte que permitió documentar una serie de hoyos de poste relacionados con un hogar que definen la planta de una cabaña; a ella se asocia un nivel de tapial conservado en distintas partes y que puede corresponderse con el suelo de la cabaña o con el tapial desprendido de las paredes que serían de *ciebu*. Las dataciones de los rellenos de los hoyos de poste apuntan al Bronce Antiguo.

Además, se han localizado hoyos de amplias dimensiones que estratigráficamente son anteriores a la cabaña del Bronce Antiguo y que recuerdan a otros localizados en las inmediaciones de la aldea de Vigaña, que podría datarse en el Neolítico Final.

Por otro lado, no debemos pasar por alto la relación visual y la cercanía entre uno de los monumentos funerarios megalíticos antes mencionados con este yacimiento. Dada la amplia cronología que tienen estos monumentos megalíticos habría que pensar en la posible relación entre ambos lugares, extremo que esperamos poder dilucidar en próximas intervenciones arqueológicas.

En la última campaña de excavación realizada en 2021 se ha documentado un paquete de sedimentos en posición claramente secundaria con material de época romana, *terra sigilata* muy rodada y de difícil caracterización cronológica, junto con una pequeña pieza de oro que apunta a la existencia de algún tipo de asentamiento romano en el entorno,

posiblemente coincidiendo con la zona por la que discurre la carretera que une los pueblos de Vigaña y Castañera.

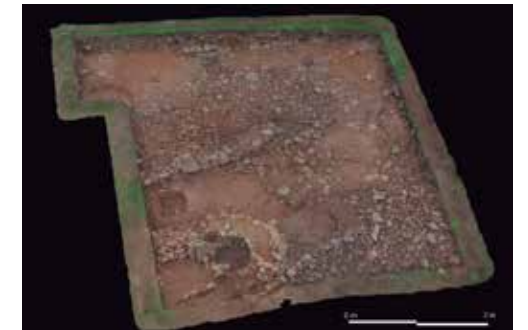


Figura 3. Modelo 3D de la fase del Bronce Final del yacimiento de L.linares.

## 2.3. El Castro de Vigaña

La excavación del castro de la Edad del Hierro (número 1 de la Figura 2) es la que ha aportado más información para comprender el paisaje del entorno del asentamiento dada la amplia información que aportan los estudios arqueobiológicos, que nos ilustran sobre el primer milenio a. C. La secuencia de ocupación se inicia en la primera Edad del Hierro con la construcción de la muralla perimetral y cabañas de materiales precederos en su interior. A esto se superponen dos horizontes de la segunda Edad del Hierro con actividades metalúrgicas para la producción de bronce, amortizados por la construcción de cabañas desde los siglos IV/III a. C. con zócalo de piedra sobre el que se levantaría una construcción con materiales precederos; algunas de estas cabañas permanecen en uso hasta los primeros momentos de época altoimperial romana.

La comunidad que habitó en el castro desarrolló una actividad complementaria entre agricultura y ganadería. En el entorno del castro se localizarían los campos de



cultivo destinados a cereales de invierno y verano, con variedades vestidas y desnudas, tal y como hemos documentado en el sondeo de las Corvas, donde se ha localizado uno de estos campos de cultivo. La cabaña ganadera que aprovecharía las amplias posibilidades que ofrece el entorno está representada mayoritariamente por ganado vacuno, apreciándose una tendencia hacia la especialización en esta cabaña a lo largo de la vida del poblado. También se ha podido documentar la pesca fluvial, la caza y la recolección que complementarían las actividades económicas de esta comunidad, aunque de forma marginal y como complemento de la agricultura y la ganadería.

El histograma palinológico (Figura 4) muestra la presencia de una cobertura arbórea relativamente densa durante toda la Edad de Hierro, reflejando la existencia de un denso robledal de roble carballo acidófilo en el piso colino de las primeras fases de ocupación. Este se degrada posteriormente en favor de otros árboles heliófilos y pioneros como el abedul o el avellano que cobran mayor relevancia, al igual que ciertos elementos propios de las etapas seriales degradativas de estos bosques, caso de los brezales y los helechales, así como la presencia de herbáceas antrópicas-nitrófilas y las antropozógenas. Esto parece relacionarse con una presión pastoral más importante en esta última fase de ocupación, que también se aprecia en la abundancia de restos de bovino en el asentamiento (González Álvarez *et al.*, 2018).

#### 2.4. La formación de la aldea

La información aportada por los yacimientos de las Corvas, Linares y

el castro delinea la ocupación del territorio desde el neolítico hasta la época romana, concentrándose los lugares de hábitat en un pequeño espacio, pero intuyéndose el aprovechamiento del entorno por la presencia de otros elementos menos espectaculares y por los monumentos megalíticos.

Los datos sobre época romana son muy marginales, pero los pocos indicios apuntan a la presencia de algún tipo de establecimiento, que aún no hemos podido documentar, que indicarían una continuidad de ocupación del territorio, aunque con unas características distintas.

Tenemos constancia de la ocupación de la aldea actual desde la Alta Edad Media por los restos localizados en la necrópolis anexa a la Iglesia de San Pedro de Vigaña que se remontan al siglo VII d.C con una posible ocupación anterior del siglo VI d. C. Esto nos permite constatar la continuidad de ocupación del lugar desde el altomedievo hasta la actualidad.

Lo que resulta especialmente interesante para la temática de este congreso son las informaciones que nos permiten reconstruir el paisaje del entorno del asentamiento a partir del siglo VIII, principalmente a través del sondeo realizado en La Sienra. Los análisis químicos de los diferentes horizontes muestran un gradual enriquecimiento de materia orgánica de acuerdo con las variaciones de los niveles de nitrógeno, fósforo y calcio. El potasio es el único nutriente que desciende en la secuencia, que sin embargo presenta niveles muy altos en los horizontes inferiores que hemos asociado cronológicamente al neolítico final, lo que indicaría procesos de deforestación con fuego y la posterior dispersión de las cenizas. Tras este uso agrícola la zona se

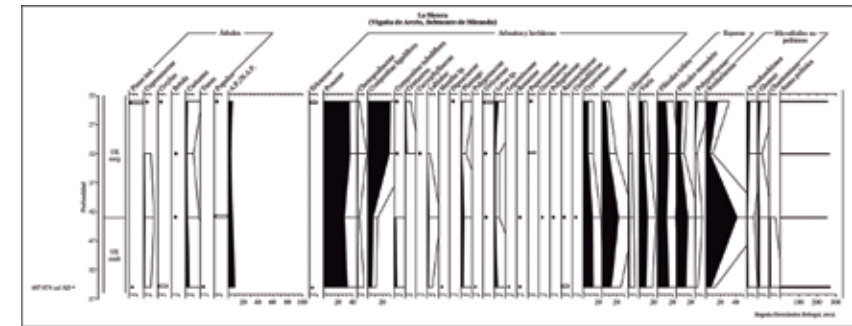


Figura 4. Histograma palinológico de la Sienra

abandona, como indican los procesos de sedimentación, y no se recuperará la actividad hasta el siglo VIII d. C. La abundancia de materia orgánica y cerámica en estos niveles altomedievales indican prácticas de abonado, lo que nos hablaría de actividades agrarias que se activan desde este momento, sin embargo, esta interpretación se complica si tenemos en cuenta los datos procedentes de los estudios polínicos ya que reflejan una importante deforestación y presencia de estrato herbáceo que puede estar indicando actividad ganadera en el entorno. Tanto los datos de los análisis químicos como los estudios polínicos ya indican una economía complementaria entre agricultura y ganadería desde el temprano siglo VIII d. C. (Fernández Mier *et al.* 2014)

Otros sondeos realizados en distintas áreas evidencian un proceso de aterramiento que remite a los siglos XVI y XVII y, finalmente, en el siglo XIX se construyen buena parte de las terrazas

y cierres de piedra que definen el paisaje del territorio de Vigaña, a tenor de la cultura material asociada a la construcción de estos muretes de piedra (Fig. 5).

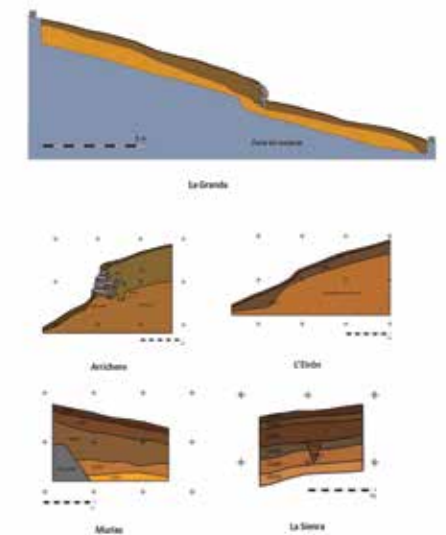


Figura 5. Perfiles arqueológicos de diversos sondeos realizados en la aldea de Vigaña.

### 3. Conclusiones

Con la práctica de la «arqueología agraria» pretendíamos documentar periodos históricos poco conocidos, pero sobre todo nuestro objetivo era estudiar al campesinado y las prácticas agrarias implemen-

tadas por él en el proceso de producción, evidenciando el conocimiento local que tienen del entorno en el que desempeñan su actividad. Aplicar la metodología arqueológica a las elementos que confor-

man el espacio agrario se ha manifestado una herramienta especialmente fructífera para poder dar profundidad histórica a los paisajes, así como para dotar a los habitantes actuales de narrativas que expliquen la capacidad que han tenido para modelar estos paisajes a los que generalmente damos importancia por sus valores naturales y no por la capacidad que ha tenido el ser humano de modelarlos tal y

como los contemplamos en la actualidad. La secuencia ocupacional documentada en Vigaña avala la idoneidad de una metodología de trabajo que ha aportado una cualitativa y cuantitativa información histórica que permite comprender los paisajes desde una aproximación poliédrica, que necesariamente ha de ser el punto de partida de una reflexión sobre cómo gestionar nuestros paisajes en el futuro.

## Agradecimientos

Este texto se inscribe dentro de los trabajos realizados por el grupo LLABOR dentro del proyecto n Nombre de la Comunidad. Comunidades Campesinas en Áreas de Montaña: Definición Territorial, Gestión Colectiva y Lugares Centrales en la Formación de las Identidades Locales (REF: PID2020-112506GB-C43) financiado por el Ministerio de Ciencia e innovación.

## 4. Referencias

- ALONSO GONZÁLEZ, P., FERNÁNDEZ MIER, M. y FERNÁNDEZ FERNÁNDEZ, J. (2018): «La ambivalencia del paisaje. De la genealogía a la arqueología agraria.» *Munibe Anthropology Archaeology* 69, 283-296.
- Fernández Fernández, J. y Fernández Mier, M. (eds.) (2019): *The Archaeology of Medieval Villages Currently Inhabited in Europe*. Oxford: Archaeopress.
- FERNÁNDEZ MIER, M. (1999): Génesis del territorio en la Edad Media: arqueología del paisaje y evolución histórica en la montaña asturiana: el valle del río Pigüña. Oviedo: University of Oviedo.
- FERNÁNDEZ MIER, M., FERNÁNDEZ FERNÁNDEZ, J., ALONSO GONZÁLEZ, P., LÓPEZ SAEZ, J. A., PÉREZ DÍAZ, S. y HERNÁNDEZ BELOQUI, B. (2014): «The investigation of currently inhabited villages of medieval origin: Agrarian archaeology in Asturias (Spain).» *Quaternary International* 346, 41-55.
- FERNÁNDEZ MIER, M. y GONZÁLEZ ÁLVAREZ, D. (2013): «Más allá de la aldea: estudios diacrónicos del paisaje en el entorno de Vigaña (Belmonte de Miranda).» en *Excavaciones Arqueológicas en Asturias* 7 (2017- 2012), 353-365. Oviedo, Principado de Asturias.
- GARCÍA FERNÁNDEZ, J. (1988): *Sociedad y organización tradicional del espacio en Asturias*. Gijón, Silverio Cañada Editor.
- GONZÁLEZ ÁLVAREZ, D., MARÍN SUÁREZ, C., FARCI, C., LÓPEZ GÓMEZ, P., LÓPEZ SÁEZ, J. A., MARTÍNEZ BARRIOS, C., MARTINÓN-TORRES, M., MENÉNDEZ BLANCO, A., MORENO-GARCÍA, M., NÚÑEZ DE LA FUENTE, S., PEÑACHOCARRO, L., PÉREZ-JORDÁ, G., RODRÍGUEZ FERNÁNDEZ, J., TEJERIZO GARCÍA, C. y FERNÁNDEZ MIER, M. (2018): «El Castru (Vigaña, Belmonte de Miranda, Asturias): un pequeño poblado fortificado de las montañas occidentales cantábricas durante la Edad del Hierro.» *Munibe Anthropology Archaeology* 69, 211- 237.
- HAMEROW, E. (2002): *Early Medieval Settlements. The Archaeology of Rural Communities in Northest Europe, AD 400- 900*. Oxford: Oxford University Press.
- HAMEROW, H., (2012): *Rural Settlement and Society in Anglo-Saxon England*. Oxford: Oxford University Press
- QUIRÓS CASTILLO, J. A. (2009): *The Archaeology of Medieval Villages en Europa*. Bilbao, University of the Basque Country.
- QUIRÓS CASTILLO, J. A. (ed) (2014): *Agrarian Archaeology in early Medieval Europe, Quaternary International* 346: 1-162.
- RODRÍGUEZ GUTIÉRREZ, F. (1989): *La organización agraria de la montaña central asturiana*. Oviedo, RIDEA.

## DISPONIBILIDAD Y ACCESIBILIDAD A ÁREAS VERDES PARA LA VALORACIÓN DEL PATRIMONIO NATURAL EN LA CIUDAD DE ASUNCION, PARAGUAY

Alicia Gali<sup>1</sup>, Nicole Niederberger<sup>2</sup>, Melissa Cano<sup>3</sup>, Diana Paiva<sup>4</sup>, Monserrat García-Calabrese<sup>5</sup>

### Resumen

Debido a la expansión de la mancha urbana, las áreas verdes son cada vez más importantes y necesarias como espacios para mejorar el bienestar de la población urbana y proporcionar servicios ecológicos. La ciudad de Asunción, capital del Paraguay, posee paisajes variados para el uso y disfrute de la población, sin embargo, existen barrios con áreas verdes insuficientes. El objetivo del presente trabajo se basó en determinar la disponibilidad y accesibilidad de la población asuncena a las áreas verdes. Para ello fue realizado un inventario de áreas verdes, estimando la proporción por habitantes y calculando el índice de accesibilidad basados en la metodología propuesta por la Agencia de Ecología urbana de Barcelona. La disponibilidad obtenida fue de 11,09 m<sup>2</sup>/hab. y en cuanto a la accesibilidad se obtuvo que el 53 % de la población presenta una accesibilidad general a áreas verdes.

**Palabras clave** *áreas verdes urbanas, plazas públicas, planificación urbana, accesibilidad a áreas verdes, calidad de vida*

### Abstract

*Availability and accessibility to green areas for the valuation of natural patrimony in the city of Asuncion, Paraguay.*

Due to the expansion of the urban area, green areas are increasingly important and necessary as spaces to improve the well-being of the urban population and provide ecological services. The city of Asuncion, capital of Paraguay, has varied landscapes for the use and enjoyment of the population, however, there are neighborhoods in with insufficient green areas. The objective of this work was based on determining the availability and accessibility of the Asuncion population to green areas. For this, an inventory of green areas was carried out, estimating the proportion per habitant, and calculating the accessibility index based on the methodology proposed by the Barcelona Urban Ecology Agency. The availability obtained was 11.09 m<sup>2</sup>/hab and in terms of accessibility, it was obtained that 53 % of the population has general accessibility to green areas.

**Keywords** *green urban areas, public squares, urban planning, accessibility to green areas, life quality*

<sup>1,2,3,4</sup> Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional de Asunción. <sup>5</sup>Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Asunción. <sup>1</sup>aliciagali@fiuna.edu.py, <sup>2</sup>nicolenh@fiuna.edu.py, <sup>3</sup>amcanoservin@gmail.com, <sup>4</sup>dpaiva@fiuna.edu.py, <sup>5</sup>mgarcia@ing.una.py

## 1. Introducción

Las áreas verdes urbanas proveen servicios sociales, ecológicos y culturales que se encuentran en función de su distribución, superficie y accesibilidad, constituyéndose además como uno de los principales articuladores e integradores de la vida social, estableciendo lugares de encuentro, intercambio y esparcimiento y siendo elementos fundamentales para mejorar el bienestar de la población urbana. La necesidad de incremento de la superficie y calidad de áreas verdes urbanas se hace cada más urgente con la creciente expansión de la mancha urbana, no solo como espacios de interacción entre las personas y la naturaleza, sino también como proveedores de servicios ecológicos que contribuyan a mitigar la problemática ambiental asociada al desarrollo de las grandes urbes, como la captación de dióxido de carbono, la prevención de inundaciones, reducción de islas de calor urbanas al regular la temperatura y humedad, además de ser refugio para las aves y otros animales (Packe y Figueroa, 2010; Galfioni *et al.*, 2017, Maas *et al.*, 2009, Sorensen *et al.*, 1998).

En este sentido, la disponibilidad y accesibilidad a áreas verdes se presentan como un indicador que permite evaluar la riqueza natural de una ciudad y su capacidad de aprovechamiento por parte de la población, teniendo en cuenta la cantidad, tamaño y distribución de las mismas en la red urbana. La disponibilidad hace referencia a los metros cuadrados de áreas verdes disponibles por habitante, indicador para el cual la Organización Mundial de la Salud (OMS) establece como parámetro mínimo 9 m<sup>2</sup>

de áreas verdes por habitante, mientras que para la Organización de las Naciones Unidas (ONU) el valor ideal de área verde es de 16 m<sup>2</sup>/hab. Por otro lado, la accesibilidad analiza la distribución espacial de las áreas verdes y la proximidad a los mismos en relación a la distancia que una persona puede caminar en un periodo de tiempo no mayor a 10 minutos, teniendo en cuenta el tamaño del área verde (Galfioni *et al.*, 2017).

Asunción, declarada en el 2014 como capital verde de Iberoamérica, cuenta con un proyecto llamado Asunción Ciudad Verde de las Américas – Vías a la Sustentabilidad, el cual busca mejorar la calidad de vida en Asunción y su Área Metropolitana al lograr ciudades más sostenibles integrando el transporte, la gestión de los residuos sólidos y el manejo de las áreas verdes a la planificación urbana, siendo dichas áreas la columna vertebral para lograr ciudades más sostenibles, inclusivas y resilientes. No obstante, en Asunción existen barrios sin infraestructuras recreativas como plazas o parques comunitarios, el área metropolitana de la ciudad de Asunción ha perdido aproximadamente 900 hectáreas de espacios verdes entre los años 2013 y 2016 (Arzamendia *et al.*, 2018).

Teniendo en cuenta este escenario se considera relevante verificar si Asunción como capital verde de Iberoamérica cumple con los estándares establecidos de superficie de área verde por habitante para satisfacer la demanda de la población en cuanto a mejor calidad ambiental y social urbana. Desde esta perspectiva, el objetivo de este trabajo consiste en diagnosticar la disponibilidad y acce-

sibilidad de la población a las áreas verdes públicas de la ciudad de Asunción, mientras que los objetivos específicos

son primeramente determinar la disponibilidad de áreas verdes y finalmente estimar el índice de accesibilidad.

## 2. Materiales y métodos

### 2.1. Área de estudio

Asunción es la capital y ciudad más poblada de la República del Paraguay, encontrándose ubicada al oeste de la Región Oriental y dividida en 68 barrios. Es un municipio de primer orden administrado como distrito capital y no está integrado formalmente en ningún departamento. Está ubicada entre los paralelos 25 ° 15' y 25 ° 20' de latitud sur y entre los meridianos 57° 40' y 57° 30' de longitud oeste. La ciudad se asienta sobre la margen izquierda del río Paraguay, en la confluencia con el río Pilcomayo. El río Paraguay y la bahía de Asunción en el noroeste separan la ciudad de la Región Occidental de Paraguay y Argentina en la parte sur de la ciudad (Imagen 1).



Figura 1. Imagen satelital del área de estudio.

### 2.2. Metodología

El análisis de disponibilidad consideró la superficie total de áreas verdes y la población que habita la correspondiente área de estudio. Las áreas verdes fueron determinadas mediante digitalización en *softwares* SIG, siendo considerados aquellos polígonos de espacios verdes presentes en los archivos vectoriales de la base de datos cartográfica del censo nacional realizado en el año 2012 (DGEEC, 2012), así como también aquellas que no fueron documentadas en el mismo. Por otro lado, la información estadística de habitantes de la ciudad de Asunción fue la proyectada para el año 2021 en el documento Proyección de la Población por Sexo y Edad, según Distrito, 2000-2025 (INE, 2015).

Posteriormente se procedió a determinar la disponibilidad de áreas verdes, para lo cual se calculó la superficie de cada área y seguidamente fueron categorizadas según el tamaño: hasta 34999 m<sup>2</sup>; entre 35000 y 99999 m<sup>2</sup> y más de 100 000 m<sup>2</sup>. Dicha información permitió determinar la cantidad y superficie de áreas verdes por categoría, participación porcentual de cada categoría con respecto al total y del total con respecto al área de estudio (Galfioni *et al.*, 2017). La disponibilidad de áreas verdes fue obtenida teniendo en cuenta la superficie total de áreas verdes y la cantidad total de habitantes de la ciudad de Asunción aplicando la siguiente fórmula:

$$\text{Disponibilidad} = \frac{\text{Superficie total de áreas verdes (m}^2\text{)}}{\text{Cantidad total de habitantes (hab.)}}$$

En cuanto al índice de accesibilidad a las áreas verdes, tomando como base la metodología adoptada en el documento Certificación del Urbanismo Ecológico de la Agencia de Ecología Urbana de Barcelona (2012) se determinó el índice de accesibilidad a pie a las áreas verdes. De este modo, se generó para cada una de las categorías definidas en la instancia anterior un buffer con la máxima distancia recomendada para el acceso a pie:

- Hasta 34 999 m<sup>2</sup>: 300 m.
- Entre 35 000 a 99.999 m<sup>2</sup>: 500 m.
- Más de 100 000 m<sup>2</sup>: 900 m.

Posteriormente, mediante una operación de superposición se determinó la proporción de habitantes correspondientes a cada barrio que efectivamente se encuentran dentro de la zona de accesibilidad de cada categoría de área verde. Esta proporción de habitantes fue obtenida teniendo en cuenta el archivo vectorial de viviendas proveniente de la cartografía censal del año 2012 y considerando el promedio de 3,9 personas por viviendas para la ciudad de Asunción estimado en el Atlas Demográfico del Paraguay (INE, 2016). De esta manera fueron calculados los índices de accesibilidad para cada barrio, cada categoría de área verde mencionada y finalmente para la ciudad de Asunción aplicando la siguiente fórmula (Galtoni *et al.*, 2017):

$$\text{Índice de accesibilidad} = \frac{\text{Viviendas con accesibilidad} \cdot 3,9}{\text{Viviendas totales} \cdot 3,9} = \frac{\text{Población con accesibilidad}}{\text{Población total}}$$

La cantidad total de viviendas total obtenido de la base cartográfica censal del año 2012 corresponde a una constante de 139 597 viviendas, mientras que el valor de 3,9 corresponde a la cantidad promedio de personas por vivienda para la ciudad de Asunción como se mencionó anteriormente. Finalmente, los índices de accesibilidad fueron clasificados según los criterios presentados en la Tabla 1 (Galtoni *et al.*, 2017):

Índice de accesibilidad	Categoría
0 - 0,2	Muy bajo
0,2 - 0,4	Bajo
0,4 - 0,6	Medio
0,6 - 0,8	Alto
0,8 - 1	Muy alto

Tabla 1. Clasificación de los índices de accesibilidad.

Elaboración propia. Fuente: «Disponibilidad y accesibilidad a los espacios verdes públicos en la ciudad de Río Cuarto, Argentina» (Galtoni *et al.*, 2017).

### 3. Resultados y discusión

#### 3.1. Determinación de disponibilidad de áreas verdes

Considerando la proyección realizada por el Instituto Nacional de Estadística (INE) de 521 101 habitantes para la ciudad de Asunción al año 2021 y la superficie total de áreas verdes de 5 778 545 m<sup>2</sup> determinada, se obtuvo una disponibilidad de áreas verdes de 11,09 m<sup>2</sup>/hab (Tabla 2). Teniendo en cuenta los valores de disponibilidad recomendados, este valor se encuentra por encima del mínimo sugerido por la Organización Mundial de la Salud excediéndolo en poco más de 2 m<sup>2</sup>/hab y por debajo de lo recomendado por las Naciones Unidas en casi 5 m<sup>2</sup>/hab, arrojando un valor de disponibilidad de áreas verdes para la ciudad de Asunción aceptable, pero aún alejado de este último parámetro recomendable como óptimo dentro las ciudades.

Dentro del contexto regional, el resultado obtenido para la ciudad de Asunción de 11,09 m<sup>2</sup>/hab. se encuentra considerablemente por encima de los valores registrados en las ciudades de Lima (2,2 m<sup>2</sup>/hab.), Santiago de Chile (4.2 m<sup>2</sup>/hab.) y Buenos Aires (6 m<sup>2</sup>/hab.), mientras que las ciudades de São Paulo y Bogotá presentan valores de 11,58 m<sup>2</sup>/hab y 16,9 m<sup>2</sup>/hab. respectivamente. Por otro lado, la ciudad de Curitiba en Brasil se ubica en el polo extremo del espectro con 52,2 m<sup>2</sup>/hab., inclusive superando largamente la propuesta de la Sociedad Brasileña de Arborización Urbana (SBAU) de 15 m<sup>2</sup>/hab. (Asuntos del sur, 2020; Mena *et al.*, 2011). De esta manera, si bien la ciudad de Asunción aún se encuentra alejada del parámetro

recomendado internacionalmente como óptimo en cuanto a disponibilidad de áreas verdes, dentro de un enfoque de contraste regional con el estado de las áreas verdes en las demás capitales de la región, podría decirse que Asunción presenta una buena disponibilidad de áreas verdes e inclusive de difícil alcance para ciudades como Lima y Santiago, que presentan valores de disponibilidad extremadamente bajos.

Con respecto al análisis de áreas verdes por categoría se observa que aquellas de tamaño entre 35 000 y 99 999 m<sup>2</sup> son las que se encuentran en menor cantidad dentro de Asunción, representando a su vez la categoría de menor superficie con respecto al total de áreas verdes con menos del 4 %. Por otro lado, la categoría de entre 0 y 34 999 m<sup>2</sup> corresponde a la de mayor presencia con 160 áreas verdes, mientras que aquellas de superficie mayor a 100 000 m<sup>2</sup> cuentan con 8 presencias, representando el 14,27 % y más del 80 % de la superficie total de áreas verdes respectivamente. Esto indica una clara predominancia de áreas verdes de superficies reducidas dentro de la ciudad, limitando los rangos de esparcimiento y el tipo de actividades posibles a realizar por la población beneficiada.



Categorías	Cantidad	Superficie (m <sup>2</sup> )	Participación de cada categoría con respecto al total (%)	Participación de cada categoría con respecto al área de estudio (%)	Disponibilidad de áreas verdes (m <sup>2</sup> /hab.)	Organización	Disponibilidad recomendada (m <sup>2</sup> /hab.)
0 - 34 999 m <sup>2</sup>	160	824 859,86	14,27	4,50	11,09	OMS	9
35000-9 999 m <sup>2</sup>	3	224 711,30	3,89				
Más de 100 000 m <sup>2</sup>	8	4 728 974,00	81,84			ONU	16
<b>Total</b>	<b>171</b>	<b>5 778,545</b>	<b>100</b>				

Tabla 2. Disponibilidad de áreas verdes en la ciudad de Asunción. Fuente: elaboración propia.

### 3.2. Estimación del índice de accesibilidad a las áreas verdes

La accesibilidad general a áreas verdes estimada para la ciudad de Asunción es de 0,53, este valor estaría indicando que el 53 % de la población asuncena puede acceder fácilmente caminando a las áreas verdes desde sus viviendas (Tabla 3). El total de viviendas cubiertas determinada es de 73 310, dejando así a 66 287 viviendas, o aproximadamente el 47 %, sin cubrir en términos de accesibilidad.

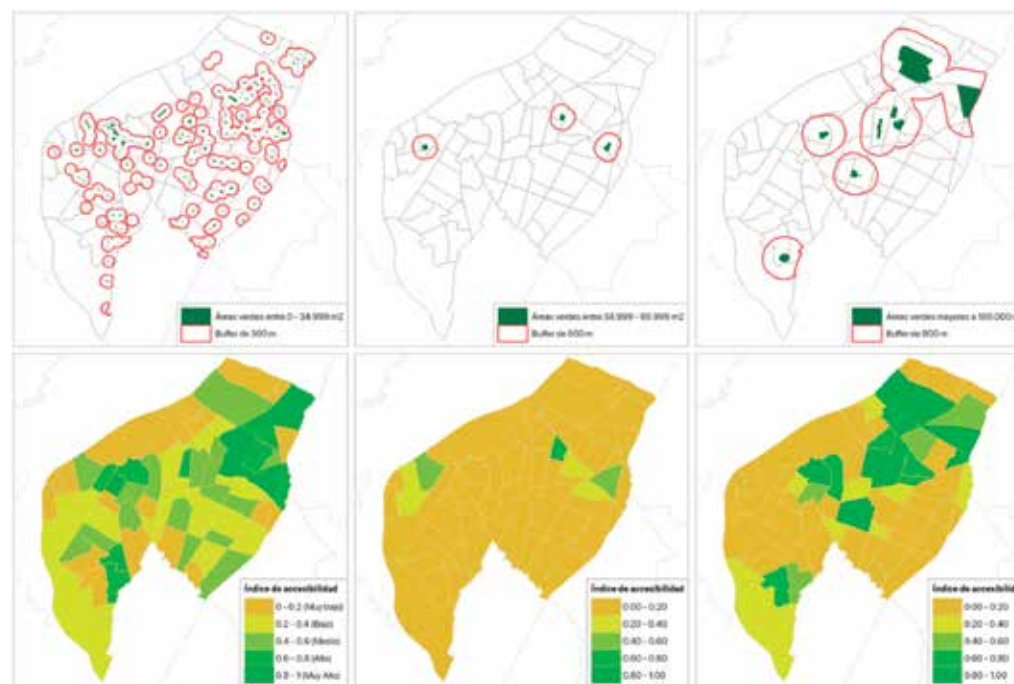
En cuanto a la accesibilidad por categorías, las áreas verdes que se encuentran entre 35 000 y 99 999 m<sup>2</sup> fueron las que presentaron menor accesibilidad con 0,04, asociado posiblemente a que solo fueron registradas 3 en toda el área de estudio. El mayor índice de accesibilidad registrado correspondió a las áreas verdes entre 0 y 34.999 m<sup>2</sup> con 0,38, seguido de aquellas de más de 100 000 m<sup>2</sup> con 0,25.

El Mapa 2 y la Tabla 4 muestran los resultados correspondientes a los cálculos de índice de accesibilidad por barrio y por categoría de dimensión de área verde. Nuevamente se refleja que las áreas verdes entre 35 000 y 99 999 m<sup>2</sup> son aquellas con menor índice de accesibilidad, 61 de 68 barrios presentan niveles «muy bajos» y ninguno con índices

ubicados entre el nivel «muy alto». La categoría entre 0 y 34.999 m<sup>2</sup> presenta la menor cantidad de barrios con índice de accesibilidad «muy bajo», con una suma de 20 barrios, mientras que la categoría de más de 100 000 m<sup>2</sup> presenta la mayor cantidad de barrios con nivel «muy alto», correspondiente a 13 barrios. Así, la categoría entre 0 y 34 999 m<sup>2</sup> presentó de manera generalizada los resultados de accesibilidad más favorables, lo cual se traduce en una accesibilidad más o menos garantizada de la población a plazas y plazoletas comunitarias, en contrapartida a las áreas verdes de medianas dimensiones, con condiciones de accesibilidad prácticamente inexistentes para la mayoría de la población del área de estudio. Por otro lado, en la categoría de más de 100 000 m<sup>2</sup> resalta la presencia del jardín botánico y el parque Ñu Guasú que actúan como importantes pulmones verdes dentro de la ciudad y provee a la población ubicada en los radios censales el acceso a áreas verdes de mayor calidad, otorgando además servicios ecosistémicos importantes como la regulación del microclima, la retención de contaminantes y la conservación de diferentes especies silvestres que habitan estas áreas verdes.

Categorías	Buffer (m)	Cantidad de viviendas	Accesibilidad por categoría	Total de viviendas cubiertas	Porcentaje sobre el total	Total de viviendas no cubiertas	Porcentaje sobre el total	Accesibilidad general
0 - 34.999 m <sup>2</sup>	300	53.251	0,38	73 310	52,52	66 287	47,48	0,53
35 000 - 99 999 m <sup>2</sup>	500	5.711	0,04					
Más de 100 000 m <sup>2</sup>	900	34.830	0,25					

Tabla 3. Accesibilidad a áreas verdes en la ciudad de Asunción. Fuente: elaboración propia.



Mapa 1. Resultados de accesibilidad por barrios y categorías de áreas verdes. Fuente: elaboración propia.

Categorías	Índice de accesibilidad							
	Buffer (m)	Cantidad de viviendas	Accesibilidad por categoría	Total de viviendas cubiertas	Porcentaje sobre el total	Total de viviendas no cubiertas	Porcentaje sobre el total	Accesibilidad general
0 - 34 999 m <sup>2</sup>	300	53.251	0,38	73.310	52,52	66.287	47,48	0,53
35 000 - 99 999 m <sup>2</sup>	500	5.711	0,04					
Más de 100 000 m <sup>2</sup>	900	34.830	0,25					

Tabla 4. Cantidad de barrios en cada rango de accesibilidad. Fuente: elaboración propia.

## 4. Conclusiones y recomendaciones

La ciudad de Asunción presenta una disponibilidad de aproximadamente 11 m<sup>2</sup>/hab. de áreas verdes, valor que podría ser incrementado con el fin de adecuarse a la recomendación de 16 m<sup>2</sup>/hab. sugerido por la ONU, introduciendo este objetivo en futuros proyectos de planificación de la ciudad.

Por otro lado, la accesibilidad general a áreas verdes determinada para la ciudad de Asunción fue del 53 %, lo cual se traduce en 66 287 viviendas cubiertas, mientras que el 47 % del área no presenta accesibilidad según los parámetros definidos en esta investigación. Las áreas verdes de menores dimensiones como plazas y plazoletas comunitarias fueron las que mayor accesibilidad presentaron a la población, mientras que las de medianas dimensiones presentaron menor accesibilidad, lo cual se encuentra en conformidad con la cantidad de 160 áreas verdes encontradas para la categoría de menor dimensión y 3 áreas verdes para la de mediana dimensión.

De esta manera, se evidencia una desigual distribución de dichas áreas en términos de accesibilidad de la población a los mismos, pudiendo identificarse que algunos radios censales urbanos presentan valores más favorables con una mayor proporción de población que tiene acceso a alguna zona verde, lo que contribuye a que estos sectores tengan mayores beneficios del tipo ambiental, social y recreativo.

Finalmente, para un diagnóstico y análisis más exhaustivo del estado de las áreas verdes en la ciudad de Asunción, se recomienda la incorporación de otros aspectos relevantes en estudios posteriores como la distribución espacial, dispersión y análisis del grado de fragmentación de las áreas verdes a través de métricas del paisaje. Además, la diferenciación entre el tipo de administración, pública o privada, de las áreas verdes también se presenta como una cuestión pendiente a determinar.

## 5. Referencias

- ARZAMENDIA, A., SILVA, J., LEÓN-OVELAR, R., GARCÍA-CALABRESE, M., RODAS, J., DELGADO, M. 2018. América Latina en las últimas décadas: procesos y retos: Estimación de la temperatura superficial del área metropolitana de la ciudad de Asunción, Paraguay. *IX Congreso Internacional de Geografía de América Latina*, pp. 783-796.
- Agencia de Ecología urbana de Barcelona (2012): *Certificación del Urbanismo ecológico*. <https://www.miteco.gob.es/es/ceneam/recursos/pag-web/certificacion-urbanismo-ecologico.aspx>
- Asuntos del sur (2020): «Informe Interactoral sobre Espacios Verdes Públicos en la Ciudad de Buenos Aires». <https://asuntosdelsur.org/wp-content/uploads/2020/07/Espacios-verdes-caba-v3.pdf>
- Dirección General de Estadísticas, Encuestas y censo. (2012). Censo Nacional de Población y Viviendas 2012. <https://www.dgeec.gov.py>.
- GALFONI, M., DEGIOANNI, A. & MALDONADO, G. (2017): «Disponibilidad y accesibilidad a los espacios verdes públicos en la ciudad de Río Cuarto (Argentina)». *XVI Conferencia Iberoamericana de Sistemas de Información Geográfica*. Ecuador, Universidad del Azuay, pp. 261-266.
- Instituto Nacional de Estadística (2015): Proyección de la Población por Sexo y Edad, según Distrito, 2000-2025. <https://www.ine.gov.py/default.php?publicacion=2>

Instituto Nacional de Estadística (2016): *Atlas Demográfico del Paraguay*, 2012. <https://www.ine.gov.py/publication-single.php?code=MZY=>

MAAS, J., SONJA ME, V. D., ROBERT A, V. & GROENEWEGEN, P. P. (2009). Social contacts as a mechanism behind the relation between green space and health. *Health and Place* 15, 586-595. <https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2008.09.006>.

MENA, C., ORMAZÁBAL, Y., MORALES, Y., SANTELICES, R. & GAJARDO, J. (2011): «Índices de área verde y cobertura vegetal para la ciudad de Parral (Chile), mediante fotointerpretación y SIG». *Ciència Florestal*. 21. 521-531. <https://doi.org/10.5902/198050983809>

REYES PÄCKE, S. & FIGUEROA ALDUNCE, I. (2010): «Distribución, superficie y accesibilidad de las áreas verdes en Santiago de Chile». *EURE*. 36. 89-110. <https://dx.doi.org/10.4067/S0250-71612010000300004>

SORENSEN, M., BERZATTI, V, KERPI, K. & WILLIAMS, J. (1998). Manejo de las Áreas Verdes Urbanas. Washington: Banco Interamericano de Desarrollo. Departamento de Desarrollo Sostenible N°ENV-109. <https://publications.iadb.org/publications/spanish/document/Manejo-de-las-areas-verdes-urbanas.pdf>.

## Resumen

La Puebla de San Miguel (Valencia, España), en el extremo sudoriental del sistema Ibérico, presenta las formaciones de *Juniperus thurifera* más destacables de todo el territorio valenciano, adscritas a la asociación *Juniperetum hemisphaerico-thuriferae* y catalogadas como «sabinares de paramera». Para su tipificación, se levantaron 28 inventarios fitosociológicos de 200 m<sup>2</sup> en seis zonas de muestreo. El análisis de correspondencias de la matriz de valores indicadores de las especies fanerófitas por las zonas de muestreo reveló cuatro tipologías: 1) sabinar-enebral de altitud, formación mixta de *Juniperus communis*, *J. sabina* y *J. thurifera*, con *Pinus nigra* y *P. sylvestris*, en las zonas más elevadas (a partir de 1400 m s. n. m.); 2) sabinar albar, de las zonas de media altitud (1200-1400 m. s. n. m) y fuerte pendiente; 3) sabinares mixtos, de zonas ecotonales (1000-1400 m s. n. m.), con pendiente y orientación variables; 4) sabinares albares adehesados, en áreas antropizadas con usos agrarios tradicionales (1200-1500 m s. n. m.).

**Palabras clave** *Juniperus thurifera*, valor indicador, análisis de correspondencias, tipificación, Valencia

## Abstract

Indicator value of phanerophyte species in the Spanish savin formations from La Puebla de San Miguel (Valencia, Spain)

La Puebla de San Miguel (Valencia, Spain), at the southeastern extreme of the Iberian System, presents the most notable Spanish savin formations in the Valencian territory, assigned to the *Juniperetum hemisphaerico-thuriferae* and catalogued as «Spanish savin heathlands». For their typification, 28 phytosociological inventories of 200 m<sup>2</sup> were collected in six sampling areas. The correspondence analysis of the indicator values matrix of the species of phanerophytes by the sampling areas revealed four typologies: 1) Spanish savin and juniper formation, mixed formation of *Juniperus communis*, *J. sabina* and *J. thurifera*, with *Pinus nigra* and *P. sylvestris*, in the highest areas (from 1400 M. A.s.l.); 2) Spanish savin association, from the areas of medium altitude (1200-1400 M. A.s.l.) and a steep slope; 3) Mixed Spanish savin association, from ecotonal zones (1000-1400 M. A.s.l.) with variable slope and orientation; 4) Open Spanish savin formations, in anthropized areas with traditional agrarian uses (1200-1500 M. A.s.l.).

**Keywords** *Juniperus thurifera*, Indicator value, Correspondence Analysis, Typification, Valencia

<sup>1</sup>Universitat de València, Departament de Botànica i Geologia. <sup>2</sup>Generalitat Valenciana, Servicio de Vida Silvestre y Red Natura 2000, Centro para la Investigación y Experimentación Forestal. <sup>3</sup>Generalitat Valenciana, VAERSA. <sup>1</sup>miguel.guara@uv.es, <sup>2</sup>laguna\_emi@gva.es <sup>3</sup>flora.cief@gva.es

## 1. Introducción

La comarca de El Rincón de Ademuz presenta el índice de superficie forestal frente a superficie geográfica más elevado de la provincia de Valencia (Currás y Guara, 1992), valor aún muy superior si se considera el término de La Puebla de San Miguel exclusivamente. No obstante, esta situación no ha sido siempre así, ya que algo más de seis décadas atrás estas tierras y las de los municipios vecinos tenían un uso agrícola (cultivos de cebada, centeno, incluso avena) más importante que en la actualidad, que se compaginaba con una ganadería extensiva. Las diversas causas del abandono de las tierras agrícolas son de naturaleza global o externa, desencadenantes del proceso, y local o interna, condicionan la localización y superficie afectadas (Lasanta *et al.*, 2021), lo que conlleva un cambio en el uso de los recursos agroforestales como bienes

de servicios (Currás y Guara, 1992). Este abandono se constata sobre el terreno por las pruebas observables: hileras de árboles de talla semejante (sabinas albares, carrascas), que delimitaban campos y tablas, superficies no pedregosas de leve pendiente, restos de alineamientos de rocas, muros de contención en barrancos, etc. Esta transformación ha sido activa y pasiva, tanto por parte del hombre, como de la naturaleza.

El término de La Puebla de San Miguel (Rincón de Ademuz, Valencia) en el extremo sudoriental del Sistema Ibérico presenta las formaciones de *Juniperus thurifera* -sabina albar- (Figura 1) más destacables de todo el territorio valenciano (Costa *et al.*, 1990), que han sido adscritas a la asociación *Juniperetum hemisphaerico-thuriferae* (Rivas Martínez, 1969) y catalogadas como «sabinas de paramera» (Costa *et al.*, 1993,

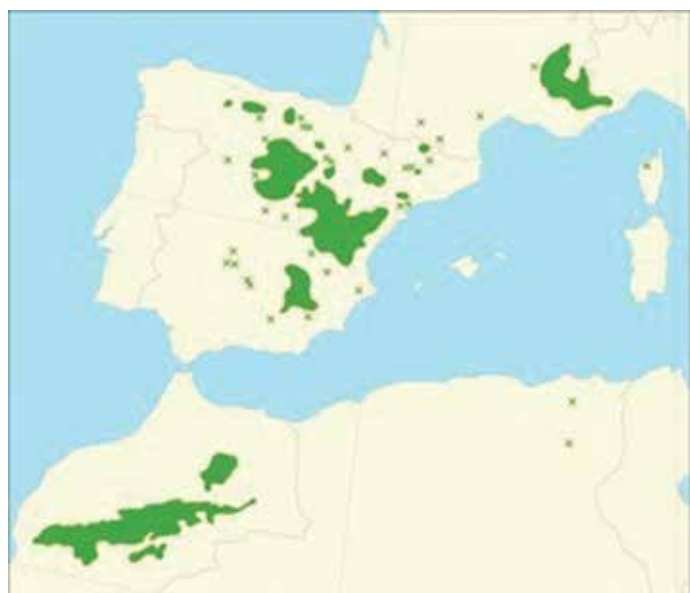


Figura 1. Distribución mundial de *Juniperus thurifera* s.l.  
Fuente: Caudullo *et al.*, 2017.

1996). En este Lugar de Interés Comunitario (LIC ES5233006: Generalitat Valenciana, 2021) se ha observado un escaso número de ejemplares juveniles de sabina albar y un progresivo envejecimiento de los ejemplares adultos, con el correspondiente riesgo de colapso masivo y una mayor labilidad frente al efecto de plagas y enfermedades, a diferencia de lo que se aprecia en otras zonas ibéricas (p. ej.: Soria) donde también se presenta esta especie. Su alto valor ecológico y sociocultural condujo a la realización de diferentes estudios patrocinados por la, entonces denomi-

nada, Conselleria de Territorio y Vivienda de la Generalitat Valenciana, que se realizaron en el marco del proyecto LIFE03 NAT/E/000064 «Gestión y Valoración de Tres Hábitats de Alta Montaña» (Olivares *et al.*, 2006; Pérez-Rovira *et al.*, 2006), con objeto de mejorar su gestión y conservación.

El objetivo de la presente aportación es tipificar las formaciones de sabina albar de la Puebla de San Miguel considerando las densidades y abundancias del conjunto de especies de fanerófitos que la acompañan.

## 2. Material y métodos

### 2.1. Área de estudio

Durante la segunda quincena del mes de marzo de 2006 se establecieron seis zonas para el muestro de los sabinas característicos de la Puebla de San Miguel (Tabla 1) prolongándose el mues-

treo y su seguimiento hasta el mes de septiembre. Los criterios de selección fueron: i) Orientaciones distintas (solana y umbría); y, ii) Altitudes diferentes.

Zona	Lugar	UTM X; UTM-Y	Altitud (m.s.m)	Número de inventarios	Observaciones
1	Los Sebastianes (Alto)	661523; 4434688	1566	5	Formación mixta sobre terrazas abandonadas. Pastoreo.
2	Los Sebastianes (Solana)	661390; 4434652	1530	5	Pastoreo intenso
3	Las Pepas (1)	657033; 4432792	1290	5	Ladera con poca densidad aparente. Terrazas abandonadas.
4	Tortajada	656563; 4431215	1480	5	Terrazas abandonadas. Regeneración de <i>Pinus nigra</i> .
5	Bco. de Gamellejas	656528; 4432585	1260	5	Terrazas abandonadas en el lecho del barranco. Regeneración muy intensa del matorral.
6	Las Pepas (2)	657076; 4431971	1290	5	Ladera del Tortajada: monte alto. Alta densidad de <i>J. thurifera</i> .

Tabla 1. Zonas de muestro. Denominación y coordenadas UTM.



## 2.2. Inventariado fitosociológico y censado de las especies de fanerófitos

En todas las zonas fueron realizados inventarios fitosociológicos siguiendo el método sigmatista (Braun-Blanquet, 1979) para el registro de la abundancia-dominancia de las especies detectadas en superficies de 200 m<sup>2</sup>, calculada como área mínima de muestreo (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974: 47). Posteriormente, los datos de abundancia-dominancia fueron sustituidos por sus valores correspondientes de cobertura media atendiendo a Laguna *et al.* (2016, 2018).

Como complemento a la información obtenida en los inventarios, se aplicaron dos métodos para censar las especies de fanerófitos (tendencia al porte arbóreo): el método de transectos en línea (Burham *et al.*, 1980) y el conteo por cuadrados (Jolly, 1969), que permiten censar todas las especies de interés sin un coste elevado añadido. El paquete informático Ecological Methodology v. 7.4 (Krebs y Kenney, 2019) facilitó los cálculos de densidades de las especies consideradas.

Con los datos de presencia, densidades y valores de cobertura de las especies de fanerófitos se calculó su valor indicador (McCune y Mefford, 2011) para las zonas de muestreo aprovechando las capacidades de cálculo del programa PC-ORD v. 6 (McCune y Mefford, 2011), que se utilizó también para el cálculo de los índices de diversidad de Shannon, de Simpson y de uniformidad (Magurran, 2004). El análisis del valor indicador de las especies permitió evaluar el grado en que una especie caracte-

teriza o define un grupo en función de su constancia y distribución de abundancia, así como explorar qué especies eran responsables de las diferencias observadas (Peck, 2010), de manera que facilita la descripción y comprensión de las condiciones ambientales (McCune y Mefford, 2011).

La identificación de las especies vasculares se realizó *in situ* y se aplicaron los criterios nomenclaturales seguidos por Mateo y Crespo (2014), por lo que no se indican las abreviaturas normalizadas de los autores de cada taxón.

## 2.3. Análisis estadísticos

Con objeto de detectar tendencias en el conjunto de inventarios, entre las zonas y las especies presentes, se aplicó un análisis factorial de correspondencias (AFC) a las matrices de valores indicadores de las especies y zonas, y de cobertura de especies en los inventarios y zonas. La aplicación de este tipo de análisis multivariante se debe a que los datos representan la abundancia de las especies en cada inventario (Legendre y Legendre, 1998). Antes de realizar estos análisis, se eliminaron todas aquellas especies que se presentaron en menos del 5 % de los inventarios con objeto de disminuir el «ruido» en los resultados. El programa utilizado para estos tratamientos multivariantes fue NTSYS-pc versión 2.21q (Rohlf, 2000) y algunos de los complementos de Microsoft Excel (2016).

## 3. Resultados y discusión

### 3.1. Análisis de los inventarios fitosociológicos

El número de especies observado en el conjunto de los inventarios fue de 119, siendo el mínimo de especies presentes de 12 y el máximo de 35, con promedio de 22 especies/inventario. Los inventarios con mayor riqueza, los que superaron el promedio (13 inventarios) se encontraron en todas las zonas excepto en la zona 2, donde se tomaron 2 de los 3 inventarios con menor número de especies. En líneas generales los inventarios fueron poco uniformes (E<sub>Global</sub> = 0,65) con valores comprendidos entre 0,60 y 0,74. Los valores de diversidad fueron semejantes entre los inventarios, oscilando el índice de Shannon entre 1,63 y 2,22, y el índice de Simpson entre 0,74 y 0,85 (Tabla 2).

Las especies más frecuentes (presentes en 14 o más inventarios) fueron: *Avenula bromoides*, *Eryngium campestris*, *Festuca hystrix*, *Genista scorpius*,

*Helianthemum cinereum* subsp. *rotundifolium*, *Juniperus communis* subsp. *hemisphaerica*, *J. thurifera*, *Koeleria valesiana*, *Lavandula latifolia*, *Petrorhagia prolifera* y *Thymus vulgaris*. La cobertura total aportada por *J. thurifera* fue la más alta, mientras que en los inventarios el máximo alcanzado fue de 62,5 (valor 4 de abundancia-dominancia). Un porcentaje importante de las especies solo se presentó en un único inventario (30,25 %) que corresponde al 53,3 (1,1 %) del valor de cobertura total de todas las especies en todos los inventarios, que posteriormente fueron eliminadas de los análisis multivariantes.

En el AFC aplicado a los datos de las coberturas de las especies presentes en los inventarios y en las zonas de muestreo fueron necesarios los 16 primeros ejes factoriales para representar el 95 % de la inercia total. Con los dos pri-

Zonas	1	2	3	4	5	6	Global
Altitud (m s. n m.)	1566,20	1528,40	1312,60	1404,00	1196,33	1247,00	1388,57
Superficie cubierta (%)	45,00	35,00	54,00	60,00	91,67	41,00	51,79
Inclinación (°)	8,40	12,80	8,80	14,20	0,00	7,80	9,29
Altura de la vegetación (cm)	520,00	445,00	610,00	580,00	466,67	670,00	554,46
Abundancia total	167,02	123,30	197,00	174,58	233,57	157,48	171,34
S	21,80	15,80	26,60	25,20	27,67	18,40	22,21
E	0,63	0,60	0,67	0,62	0,67	0,74	0,65
H	1,924	1,631	2,193	1,988	2,217	2,122	1,998
D	0,80	0,74	0,85	0,81	0,83	0,84	0,81

Tabla 2. Descriptores promedio de los inventarios por zonas.

[S: riqueza de especies. E (Uniformidad) =  $H/\ln S$ . H (Índice de Shannon) =  $-\sum(\pi_i \cdot \ln(\pi_i))$ . D' (Índice de Simpson) =  $D' = 1 - \sum(\pi_i \cdot \pi_i)$ , donde  $\pi_i$  = proporción de individuos de la especie i].  
Elaboración propia.

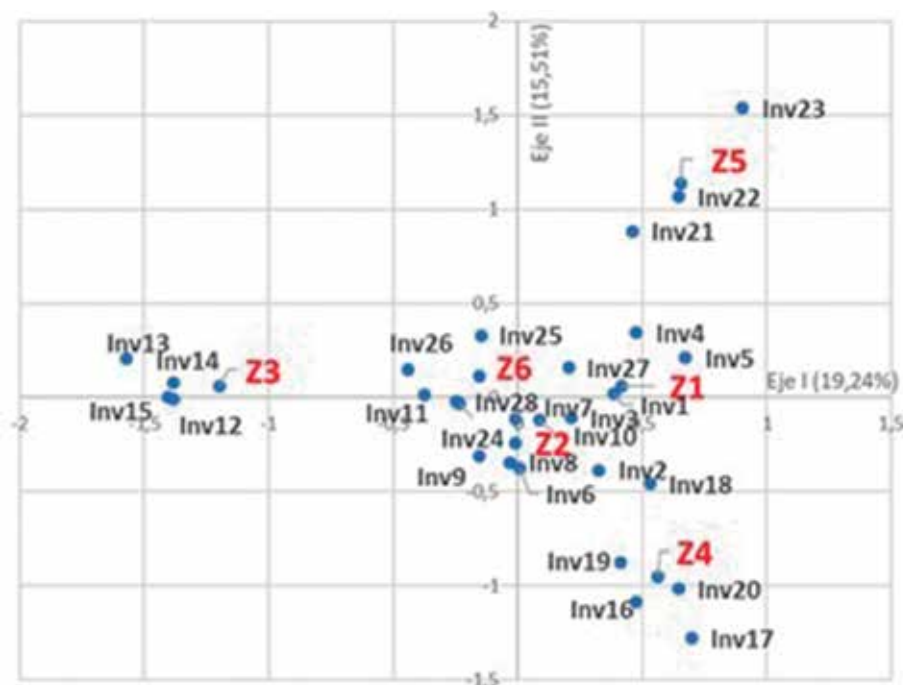


Figura 2. Biplot con los dos primeros ejes factoriales (34,75 %) considerando la cobertura de las especies presentes en los inventarios fitosociológicos y zonas de muestreo. La posición de las Zonas 3, 4 y 5 marcan tres tendencias principales. (No se muestran las especies para apreciar el posicionamiento de los inventarios y de las zonas).

Elaboración propia.

meros ejes se alcanza el 34,75 % (Figura 2). Puede observarse un patrón de tres tendencias definidas por la contraposición mostrada en el eje I de la zona 3 al resto, particularmente zonas 4 y 5, mientras que el eje II contrapone la zona 5 a la zona 4. El primer eje representa un gradiente altitudinal y térmico, ascendente de izquierda a derecha, mientras que el segundo eje se interpreta como un gradiente de exposición debida a la orientación, que implica un aspecto fisionómico como consecuencia de la cobertura de las especies presentes.

La altitud y orientación influyen decisivamente en la densidad y presencia de *J. thurifera* y en la distribución de

las especies de fanerófitos estudiadas atendiendo a los análisis censales realizados (datos no mostrados). La sabina albar ocuparía dos franjas altitudinales: la primera entre los 1175 y 1350 m s. n m. (con un máximo de 3000 pies/ha) y la segunda entre los 1450 y 1525 m s. n m. (con un máximo de 1000 pies/ha), mientras que las restantes especies de fanerófitos ocuparían la franja entre los 1225 y los 1570 m s. n m. (con un máximo de 3000 pies/ha). Hay que resaltar la predominancia de las especies de fanerófitos en las orientaciones a umbría (N, NNE, WNW y NNW), mientras que *J. thurifera* muestra densidades mayores en la solana (SSE, SW y WSW), donde se localizaron las formaciones más puras.

### 3.2. Valor indicador de las especies de fanerófitos

La sabina albar presentó valores indicadores diferentes según las zonas de muestreo (Tabla 3), alcanzando los valores máximos en cuatro de las seis zonas. Las presencias o ausencias de las restantes, así como sus valoraciones relativas, permitió descifrar el aspecto general de cada zona. Así, en la zona 1 (Alto de Los Sebastianes) las especies dominantes fueron las cupresáceas mostrando un aspecto de formación mixta, abierta, en la que el resto de las especies aprovechan los claros y los espacios interrumeales (*J. sabina*) para medrar. En la zona 2 (solana de Los Sebastianes), que se encuentra orientada al sur, con una pendiente variable entre los 10° a 16° (18°) y una altitud media de 1530 m s. n m., la dominancia de *J. thurifera* fue prácticamente absoluta (67,03 %). La fisiognomía del paisaje es de un sabinar albar puro, a pesar de un valor indicador del 23,10 % de *J. communis* y donde el resto de las especies tienen muy poco peso específico. La zona 3 (Las Pepas 1), con una altitud promediada de 1290 m s. n m., presentó una formación mixta ecotonal con dominancia de las cupresáceas, donde las pináceas y fagáceas mostraron valores indicadores próximos. *J. thurifera* siguió siendo la especie más destacada del conjunto, aunque su valor indicador disminuyó respecto de las dos zonas anteriores (31,31 %) y *J. sabina* ha desaparecido. En la zona 4 (Tortajada), orientada a norte y con fuerte pendiente, a una altitud media (1480 m s. n m.) algo inferior a las registradas para las zonas de Los Sebastianes, mostró una fisiognomía acorde a la de un pinar negral (25,86 %), acompañado de *P. sylvestris* en el dosel

arbóreo más alto, a pesar de los valores indicadores de la sabina albar (28,71 %) y del enebro común (39,45 %). El barranco de Gamellejas (zona 5) por su orientación, inclinación y uso antiguo del suelo, mostró aspectos algo diferentes de las otras zonas. Se trata un área de terrazas de cultivo abandonadas que ha sido recolonizada por la flora natural del entorno, dando el aspecto de un sabinar albar denso al presentar *J. thurifera* un valor indicador del 30,29 %. No obstante, otras especies tuvieron valores indicadores también elevados como *Prunus spinosa* (29,46 %) y *J. communis* (24,67 %). Es curiosa la falta de *J. phoenicea*, que sí se observó más abajo a lo largo del curso del barranco, y en la ladera de la cara norte de Las Pepas. En la última zona (Las Pepas 2), la dominancia de *J. thurifera* volvió a ser destacada (47,12 %). La fisiognomía es de un sabinar puro, en el que aparecen otras cupresáceas (*J. communis*, *J. oxycedrus* y *J. phoenicea*); *Pinus nigra* se presenta en pies aislados de buen porte o en pequeños grupos, mientras que *Quercus ilex* subsp. *rotundifolia* está diseminado o en matacanes aislados.

La ordenación obtenida mediante los dos primeros ejes factoriales (Figura 3) tras el AFC aplicado a los valores indicadores de las especies de fanerófitos para las zonas de muestreo (Tabla 3) muestra una disposición de las zonas muy semejante a la del análisis previo, observándose tres tendencias. El primer eje enfrenta la zona 3 a las zonas 1 y 5, mientras que el segundo eje enfrenta la zona 1 a la zona 5. La zona 4 ha quedado muy próxima a la zona 1 en el cuadrante 1.

Especies	Zonas					
	1	2	3	4	5	6
<i>Juniperus communis subsp. hemisphaerica</i>	28,92	23,10	5,71	39,45	24,67	17,31
<i>Juniperus oxycedrus</i>	0,00	0,00	20,89	0,00	0,00	10,95
<i>Juniperus phoenicea</i>	0,00	0,00	18,73	0,00	0,00	8,65
<i>Juniperus sabina</i>	20,11	6,59	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Juniperus thurifera</i>	33,27	67,03	31,31	28,71	30,29	47,12
<i>Pinus halepensis</i>	0,00	0,00	3,56	0,00	0,00	0,00
<i>Pinus nigra subsp. salzmannii</i>	14,03	0,00	6,06	25,86	15,58	10,28
<i>Pinus sylvestris</i>	0,00	0,00	0,00	2,97	0,00	0,00
<i>Prunus spinosa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	29,46	0,00
<i>Quercus coccifera</i>	0,00	0,00	3,51	0,00	0,00	0,00
<i>Quercus ilex subsp. rotundifolia</i>	0,00	3,29	10,23	2,58	0,00	5,70
<i>Rhamnus saxatilis</i>	3,67	0,00	0,00	0,44	0,00	0,00

Tabla 3. Valor indicador de las especies de fanerófitos presentes en las zonas de muestreo. Elaboración propia.

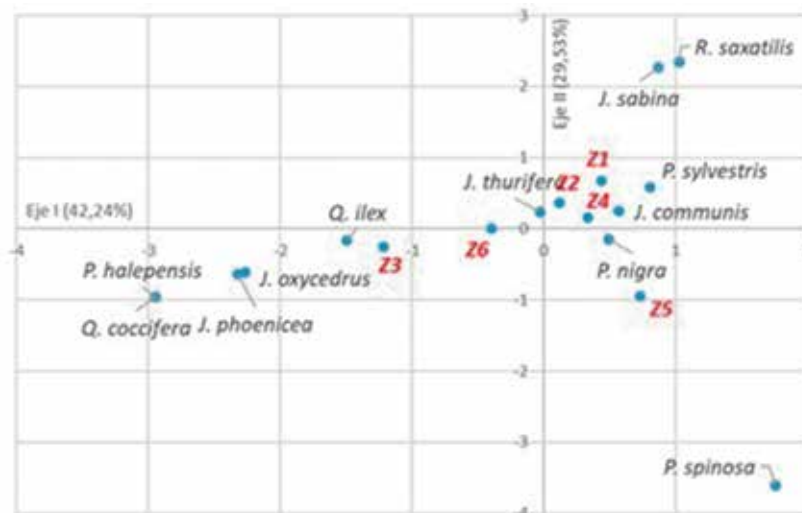


Figura 3. Biplot con los dos primeros ejes factoriales considerando el valor indicador de las especies de fanerófitos presentes en las zonas de muestreo fitosociológico. Se detectan tres tendencias marcadas por las zonas 3, 1 y 5. Elaboración propia.

## 4. Conclusiones

Las tendencias descritas a partir de los dos AFC realizados y los patrones de dominancia basados en la razón de pies/ha estimados respecto de *J. thurifera*, y cuantificados por los valores indicadores calculados permiten tipificar las formaciones de sabinar albar en cuatro tipos:

**1. Sabinar-enebral de altitud:** Este tipo de formación se encuentra en las zonas más elevadas (a partir de los 1400 m, aproximadamente), de pendiente suave, y donde la nieve y el hielo perduran más tiempo. Es una formación mixta de *J. communis*, *J. sabina* y *J. thurifera*, en la que *P. nigra* y *P. sylvestris* hacen acto de presencia, pero no forman un dosel arbóreo continuo.

**2. Sabinar albar:** Este tipo de formación se encuentra en las zonas de media altitud (1200-1400 m de altitud), de fuerte pendiente, y orientaciones tanto

a umbría como a solana. En esta última orientación pueden aparecer elementos de apetencias más cálidas (*Q. ilex subsp. rotundifolia*).

**3. Sabinares mixtos:** Son formaciones en zonas ecotonales, de pendiente y orientación variables, situados a cotas bajas (1000-1200 m s. n. m.).

**4. Sabinares albares adhesionados:** Agrupaciones de sabinas albares en áreas antropizadas con usos del suelo agrícolas tradicionales (1200-1500 m s. n. m.) en todas las orientaciones. Delimitan campos, tablas, terrazas, fuentes.

Estas tipologías pueden asimilarse a otras descritas para territorios ibéricos (Cabrerizo *et al.*, 2006), quedando reforzadas por las tendencias y grupos detectados en los análisis multivariantes presentados.

## 5. Referencias

- BRAUN-BLANQUET, J. (1979): *Fitosociología. Bases para el Estudio de las Comunidades Vegetales*. Barcelona, H. Blume Ediciones.
- BURHAM, K. P., ANDERSON, D. R. y LAAKE, J. L. (1980): «Estimation of density from line transect sampling of biological populations», *Wildlife Monographs*, 72, 1-202. <https://www.jstor.org/stable/3830641>.
- CABRERIZO, V., SAN MARTÍN, R., GARCÍA GONZÁLEZ, M. D., GONZALO, G. DE LA FUENTE, J. y GONZÁLEZ-HERNÁNDEZ, M. (2006): «Caracterización y tipificación de las masas de Sabina (*Juniperus thurifera* L.) de Castilla y León», en *Actas del III Coloquio Internacional sobre Sabinares y Enebrales (Género Juniperus)*, vol. 2. Soria, Junta de Castilla y León, pp. 187-194.
- CAUDULLO, G., WELK, E. y SAN-MIGUEL-AYANZ, J. (2017): «Chorological maps for the main European woody species», *Data in Brief*, 12, 662-666. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2017.05.007>.
- COSTA, M., PÉREZ-BADÍA, R. y SORIANO, P. (1990): «Los sabinares albares valencianos», *Acta Botanica Malacitana*, 15, 297-301. <https://doi.org/10.24310/abm.v15i.9312>.
- COSTA TENORIO, M., GÓMEZ MANZANEQUE, F., MORLA JUARISTI, C. y SAINZ OLLERO, H. (1993): «Caracterización fitoecológica de los sabinares albares de la Península Ibérica», *Orsis: organismos i sistemes*, 8, 79-93. <https://raco.cat/index.php/Orsis/article/view/24298>

COSTA TENORIO, M., GÓMEZ MANZANEQUE, F., MORLA JUARISTI, C. y SAINZ OLLERO, H. (1996): «Del tratamiento geobotánico y fitosociológico de los sabinars albares españoles», *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 54, 490-503. [http://www.rjb.csic.es/jardinbotanico/ficheros/documentos/pdf/anales/1996/Anales\\_54\(1\)\\_490\\_503.pdf](http://www.rjb.csic.es/jardinbotanico/ficheros/documentos/pdf/anales/1996/Anales_54(1)_490_503.pdf).

CURRÁS, R. y GUARA, M. (1992): *Problemática de los incendios forestales en la provincia de Valencia*. Contrato de Investigación entre la Cámara Oficial de Comercio, Industria y Navegación de Valencia, y la Universitat de València, Estudi General. Valencia.

Generalitat Valenciana (2021): Listado LIC. <https://agroambient.gva.es/es/web/red-natura-2000/listado-lic>. Consulta 20 de diciembre de 2021.

JOLLY, G. M. (1969): «Sampling methods for aerial censuses of wildlife populations», *East African Agricultural and Forestry Journal*, 34, 46-49. <https://doi.org/10.1080/00128325.1969.11662347>.

KREBS, C. J. y A. J. KENNEY (2019): *Ecological Methodology*, v. 7.4. Vancouver, Dept. of Zoology, University of British Columbia.

LAGUNA, E., FERRER-GALLEGO, P. P., y GUARA, M. (2016): «Propuesta de uso de índices de diversidad en inventarios fitosociológicos», en Gómez Zotano, J., Arias, J., Olmedo, J.A., y Serrano, J. L. (Eds.): *Avances en Biogeografía. Áreas de distribución: Entre puentes y barreras*: 240-248. Almenara, Tundra ediciones, pp. 240-248.

LAGUNA, E., FERRER-GALLEGO, P. P. y GUARA, M. (2018): «Aplicación de índices de diversidad fitosociológica a la serie de vegetación del encinar mesomediterráneo valenciano», en Gosálvez, R., Díaz Sanz, M. C., García Reyero, J. L., Serrano, M. A. y Jerez, O. (Eds.): *Bosque mediterráneo y humedales: paisaje, evolución y conservación. Aportaciones desde la Biogeografía*, vol. I. Toledo. Almad, Ediciones de Castilla-La Mancha, pp. 145-156.

LASANTA, T., NADAL-ROMERO, E., KHORCHANI, M. y ROMERO-DÍAZ, A. (2021): «Una revisión sobre las tierras abandonadas en España: De los paisajes locales a las estrategias globales de gestión», *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 47, 477-521. <http://doi.org/10.18172/cig.4755>.

LEGENDRE, P. y LEGENDRE, L. (1998): *Numerical Ecology*, 2nd English Edition. Amsterdam, Elsevier.

MAGURRAN, A. E. (2004): *Measuring biological diversity*. Oxford, Wiley-Blackwell Publishing.

MATEO, G. y CRESPO, M. B. (2014): *Claves ilustradas para la flora valenciana*. Jaca, Jolube.

MCCUNE, B. y MEFFORD, M. J. (2011): PC-ORD. *Multivariate Analysis of Ecological Data*, Version 6. Gleeden Beach (Oregon, USA), MjM Software.

MUELLER-DOMBOIS, D. y ELLENBERG, H. (1974): *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. New York, John Wiley and Sons, Inc.

OLIVARES, A., PÉREZ-ROVIRA, P., SERRA, L., LAGUNA, E. y BALLESTER, G. (2006): «Actividades educativas para la conservación de la sabina albar (*Juniperus thurifera*) en la Comunidad Valenciana», en *Actas del III Coloquio Internacional sobre Sabinars y Enebrales (Género Juniperus)*, 2. Soria, Junta de Castilla y León, pp. 425-426.

PECK, J.E. (2010): *Multivariate Analysis for Community Ecologists: Step-by-Step using PC-Ord*. Gleeden Beach (Oregon, USA), MjM Software Design.

PÉREZ ROVIRA, P., OLIVARES, A., SERRA, L., LAGUNA, E. y BALLESTER, G. (2006): «Estado actual de ejecución del Proyecto LIFE «Gestión y puesta en valor de tres hábitats de alta montaña en la Comunidad Valenciana» en sabinars y enebrales», en *Actas del III Coloquio Internacional sobre Sabinars y Enebrales (Género Juniperus)*, vol. 2. Soria, Junta de Castilla y León, pp. 223-330.

ROHLF, F. J. (2000): NTSYS-pc. *Numerical Taxonomy and Multivariate Analysis System*. Version 2.0. East Setauket, Exeter Software.

## CARACTERIZACIÓN DEL ESTADO BIOGEOGRÁFICO DE VERTIENTES DEGRADADAS POR LA AGRICULTURA DE SECANO EN EL SISTEMA MEDITERRÁNEO RURAL DE LA REGIÓN DE VALPARAÍSO, CHILE

Roxana Lebuy Castillo<sup>1</sup> Claudia Fuentes Vergara<sup>2</sup>, Sergio Rojas Muñoz<sup>1</sup>, Diana Mancilla<sup>2</sup> y Francisco de La Barrera<sup>2</sup>

### Resumen

Se presenta el estado biogeográfico de las vertientes de secano localizadas en tres comunidades agrícolas de la región de Valparaíso. Se caracterizó el paisaje de vertientes de cada comunidad evidenciando el estado geomorfológico, climático, hídrico y las unidades vegetales predominantes en cada una de ellas. Además, utilizando imágenes satelitales, se realizó un análisis comparativo de la cobertura de suelo de las vertientes en un periodo de 35 años. Los resultados evidencian el abandono significativo de las actividades agrícolas tradicionales, un reemplazo de los cultivos de secano por la producción de especies de monocultivo de alta demanda hídrica, el descenso notable de la vigorosidad vegetativa del bosque esclerófilo, y la desaparición de lluvias excepcionales (ENOS) que recargan las aguas de estas microcuencas.

**Palabras clave** *vertientes degradadas, caracterización, biogeografía, estudio evolutivo, Chile*

### Abstract

Indicator value of phanerophyte species in the Spanish savin formations from La Puebla de San Miguel (Valencia, Spain)

The biogeographical status of the rainfed slopes located in three agricultural communities in the Valparaíso region is presented. The slope landscape of each community was characterised, showing the geomorphological, climatic and water status and the predominant vegetation units in each of them. In addition, using satellite images, a comparative analysis of the land cover of the slopes was carried out over a comparative period of 35 years. The results show a significant abandonment of traditional agricultural activities, a replacement of rainfed crops by the production of monoculture species with high water demand, a notable decrease in the vegetative vigour of the sclerophyllous forest and the disappearance of exceptional rains (ENSO) that recharge the micro-watersheds with water.

**Keywords** *degraded slopes, characterisation, biogeography, evolutionary study*

<sup>1</sup>Centro de Investigación e Innovación para la Sostenibilidad de la Agricultura y los Territorios Rurales Ceres-PUCV, <sup>2</sup>Universidad de Concepción.



## 1. Introducción

Todo movimiento morfodinámico se genera desde las partes altas hacia las partes bajas del relieve (Von Elverfeldt, 2012). Este movimiento hacia niveles más bajos es producido cuando la fuerza interna de una masa de roca o sedimento alcanza un punto crítico, por encima del cual no puede resistir la fuerza de la gravedad (Strahler & Strahler, 1997). El sistema morfodinámico de vertientes se caracteriza por esta dinámica, y cualquier tipo de perturbación podría alterar los diferentes estados de equilibrio que le dan la estructura geomorfología y la funcionalidad a los ecosistemas. En estos sistemas, los cambios morfológicos pueden generar procesos como la reducción de las capacidades de infiltración debido al aumento del proceso erosivo, ya que se incrementa la escorrentía superficial. Por esta razón es necesario comprender las relaciones entre el gradiente de la pendiente, el uso de la tierra y la calidad del suelo en las cuencas hidrográficas, especialmente en las zonas montañosas (Nabiollahi *et al.*, 2018).

Muy a pesar de la inestabilidad de la estructura geomorfológica y el gradiente de las pendientes en los ambientes montañosos de la región de Valparaíso, las vertientes han sido intervenidas históricamente por la agricultura familiar campesina, ya que la agricultura intensiva las descartó como productivas debido a la dificultad de acceso y la poca disponibilidad de superficies planas, en aquel entonces. La disponibilidad de estas áreas permitió a las familias agricultoras expandir la superficie cultivada desde el valle, y diversificar la produc-

ción familiar, razón por la cual los sistemas de vertientes fueron una fuente de ingresos importante en el paisaje agrícola rural, y durante varias décadas desarrollaron técnicas sostenibles como el uso de abonos orgánicos y procesos de barbecho, que mantenían en parte la fertilidad de los suelos y la labranza moderada. Todo lo anterior era factible cuando los niveles de precipitaciones medias oscilaban entre 300 mm y 600 mm anuales, posibilitando el riego tipo secano o de rulo en la región mediterránea de Chile, donde esta actividad consistía en utilizar únicamente el agua de lluvia para la irrigación de la superficie cultivada (Durán *et al.*, 2014).

Es así como a fines de la década de los 70 la producción agrícola se intensificaría con la expansión del mercado del monocultivo, la competitividad y la industria agroquímica, que terminarían acelerando los procesos de degradación. Y en la actualidad, el envejecimiento de los agricultores especializados en el trabajo de secano, el bajo relevo generacional, el abandono de prácticas sostenibles, la baja rentabilidad de los suelos con bajo nivel de fertilidad, y la disminución de las precipitaciones, como consecuencia del cambio climático, han dado paso a un proceso de degradación y desvalorización de estos sistemas de vertientes.

Por otra parte, para poder realizar el análisis espaciotemporal del proceso de degradación de las vertientes, las herramientas de las tecnologías de información geográfica son una alternativa eficiente, adecuadas para analizar los tipos de cubiertas de vegetación, y las modi-

ficaciones causadas por diversos factores desencadenantes (Chuvieco, 2008). El uso de estas herramientas permite observar la dinámica del cambio y uso del suelo en distintos periodos de tiempo, donde se analiza el patrón de uso y evolución de las diferentes vertientes de secano.

Considerando lo anterior, el objetivo del presente estudio consistió en una caracterización de las vertientes del área, y el estudio de la evolución de los paisajes de vertientes en comunidades agrícolas de secano emplazadas en la región de Valparaíso, identificando las principales variaciones que la llevaron a su actual degradación.

## 2. Materiales y métodos

### 2.1. Área de estudio

El estudio se realizó en tres comunidades agrícolas de la región de Valparaíso: las comunidades de Roco y Varas en el sector de Valle Hermoso, comuna de La Ligua, y la comunidad de La Vega, sector de Quebrada Alvarado, comuna de Olmué.

El sector de Valle Hermoso se encuentra ubicado en una microcuenca localizada en las coordenadas latitud. 32° 25' 35» S y longitud. 71° 13' 39» O, a una altitud que va los 80 m s. n. m., con máximas elevaciones como son el Cerro Pulmahue (1142 m s. n. m.), el Cerro Guanaco (1078 m s. n. m.) y el Cerro Negro (1003 m s. n. m.). Esta microcuenca se encuentra inserta en un valle transversal entre complejos montañosos constituidos por la cordillera de Los Andes y la cordillera de La Costa, dentro de la transición de un pedimento con terraza fluvial, compuesto netamente por depósitos cuaternarios. Estos depósitos, más que cualquier otra formación geológica, son muy importantes desde el punto de vista agropecuario, ya que son suelos muy productivos y pueden llegar a obtener buenos rendimientos de cultivos si se tienen condiciones de manejo y uso del suelo adecuados.

Por otra parte, la localidad de Quebrada Alvarado se encuentra ubicada en las coordenadas latitud. 33°02'59» S y longitud 71°06'00» O, a 290 m s. n. m.. La comunidad de La Vega se inserta dentro de una microcuenca con dominio de unidades geomorfológicas de la cordillera de la Costa y los llanos de sedimentación fluvial o aluvional. Esta localidad se localiza entre los 565 m s. n. m., y alcanza altitudes que sobrepasan los 1800 m s. n. m., que corresponde a sectores que aportan material desde sus sistemas de vertientes, a los fondos de valle de la comuna de Olmué. Entre las cimas del área destacan el Cerro Las Vizcachas (2046 m s. n. m.) y el Cerro La Campana (1880 m s. n. m.).

Tanto el sector de Valle Hermoso como la localidad de Quebrada Alvarado poseen un clima mediterráneo con Estación Seca Prolongada (Csb), cuyas características son más marcadas en el sector de Quebrada Alvarado, al contrario de las áreas más septentrionales que poseen rasgos cada vez más semejantes al clima semiárido (Bsk). No obstante, las dos áreas han registrado un notable descenso de las condiciones



Mapa 1. Comunidades agrícolas insertas en el área de estudio. Elaboración propia.

medias de precipitación, con una disminución anual superior al 25 % entre 1980 y 2020, afectando fuertemente el recurso hídrico vital, y con ello las dinámicas de vegetación y de la economía familiar campesina, como la agricultura de secano o pequeña ganadería.

El sector de Valle Hermoso está caracterizado por cinco pisos de vegetación, mostrando la presencia de dos comunidades asociadas al bosque esclerófilo mediterráneo costero. El primero con la presencia dominante de litre (*Lithrea caustica*) y peumo (*Cryptocarya alba*), y el segundo con peumo y boldo (*Peumus boldus*), ambos ubicados sobre vertientes de exposición sur. Además, se encuentran dos formaciones de matorral arborescente esclerófilo. El primero de condiciones más

costeras, dominado de boldo y molle (*Schinus latifolius*), principalmente sobre el valle plano, y el segundo de quillay (*Quillaja saponaria*) y guayacán (*Porlieria chilensis*), sobre la parte alta de la microcuenca. Finalmente, sobre la parte más seca y hacia el interior, se encuentra el bosque espinoso mediterráneo de espino (*Acacia caven*) y algarrobo (*Prosopis chilensis*).

En contraste, la localidad de Quebrada Alvarado presenta solo dos pisos de vegetación, pero excepcionalmente valiosos, como son el bosque esclerófilo mediterráneo costero, también presente en el sector de Valle Hermoso, y una formación que tiene su límite septentrional en el Cerro El Roble, que es el bosque caducifolio mediterráneo costero de roble de Santiago (*Nothofagus macrocarpa*) y zarzaparrilla (*Ribes punctatum*). Cabe señalar que la microcuenca de Quebrada Alvarado se encuentra localizada en la zona de amortiguación de la reserva de la biosfera La Campana-Peñuelas.

Desde el punto de vista de la organización sociocultural, la comunidad de Roco del sector de Valle Hermoso data del año 1775, y actualmente está formada por 214 comuneros, de los cuales una gran parte son descendientes de antiguas comunidades indígenas. Esta comunidad tiene bajo su administración una superficie de 3600 hectáreas de terreno, de las cuales un 90 % se encuentran ubicadas en vertientes con pendientes moderadas a fuertes. La comunidad de Varas data del año 1870, y actualmente está constituida por 562 comuneros, de los cuales una gran parte son descendientes de antiguas comunidades indígenas. La superficie bajo su administración es de 3500 hectáreas, y posee menor superfi-

cie con vertientes que la comunidad de Roco, sin embargo, el 80 % de la actividad productiva se realiza en estos sistemas. La comunidad de La Vega de la localidad de Quebrada Alvarado data del año 1951, y cuenta con 159 comuneros inscritos, caracterizándose por realizar actividades relacionadas con la agricultura y la ganadería. Toda su superficie está en sistemas de vertientes, y su inclinación y elevación son las más significativas dentro de las tres comunidades (Figura 1).

## 2.2. Método de trabajo

Inicialmente, se reunió la información disponible desde fuentes secundarias, información histórica documentada, datos de estaciones meteorológicas, junto con la recopilación de las principales coberturas en formato digital para ser trabajadas en un sistema de información geográfico (SIG). Luego, se realizó un estudio evolutivo de vertientes basado en el análisis de imágenes de satélite, las que se obtuvieron a través de la plataforma en línea del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS). Se utilizaron ocho imágenes de los sensores remotos Landsat TM 5 y Landsat OLI 8. Los periodos estudiados corresponden a los meses entre enero y febrero de los años 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015 y 2020.

El estudio evolutivo del paisaje vegetal se realizó mediante el índice normalizado de vegetación (NDVI), el cual permite una evaluación rápida de la productividad de los cultivos, con un nivel aceptable de precisión, y tiene correlación con el contenido de humedad de las plantas. A través de este índice se basa el peculiar comportamiento radiométrico de la vegetación, relacionado con la actividad fotosintética y la estructura foliar de las plantas, permitiendo determinar su vigorosidad, aprovechando el contraste de dos bandas espectrales con características diferentes: las absorciones de pigmento de clorofila en la banda roja y la alta reflectividad de los materiales de las plantas en la banda cercana al infrarrojo (Aguilar *et al.*, 2010). La ecuación que se utiliza para realizar el cálculo del NDVI arroja como resultado valores entre -1 y 1.

El análisis de NDVI se complementó con la combinación de imagen falso color (combinación para Landsat TM5 de bandas 7-4-3). Esta composición de imágenes entre las bandas del infrarrojo medio (7), infrarrojo cercano (4), y la banda roja (3), permite principalmente la discriminación de cultivos de regadío, siendo válida para realizar estudios de salud vegetal y estrés, destacando por ejemplo

Rangos	Descripción
0 (-1 - 0)	Agua o cubiertas superficiales
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 vigorosa
4 (0,6 - 1)	Vegetación densa y vigorosa

Tabla 1. Rangos de NDVI para definir superficies. Fuente: (Chuvieco, 2008).

los incendios, y así también para el estudio de los tipos de suelos y degradación. Las áreas verdes brillante corresponden a vegetación madura, vigorosa o regada, y bosques caducifolios; el verde pálido representa zonas secas y áreas naturales, el verde profundo bosques de coníferas, los tonos *beige*, marrón y malva corresponde áreas con pavimento o suelo desnudo.

Además, se analizaron las imágenes años 1988, 1998 y 2004 que correspon-

den al año posterior a la ocurrencia de los eventos climáticos El Niño, oscilación del sur (ENOS), con la finalidad de observar el comportamiento de las vertientes ante eventos excepcionales de precipitaciones. Además, con el objetivo de completar el registro de datos climáticos, se recopilaron los datos de precipitaciones de los años 1986 a 2020 de las estaciones meteorológicas de Valle Hermoso y Quebrada Alvarado.

### 3. Resultados y discusión

#### 3.1. Caracterización a escala de paisaje

Las características geomorfológicas que diferencian a las tres áreas de estudio. La primera, el sector de Valle Hermoso posee extensas áreas de umbría, una amplia zona de llanuras y pendientes bajas. En cambio, Quebrada Alvarado muestra un equilibrio entre vertientes de solana y umbría, y mayor superficie cubierta por quebradas, y no presenta sectores llanos. El área de estudio de Valle Hermoso se encuentra dominada en los valles por tierras de cultivos,

praderas y pastizales, a mediana altura y cumbres por matorrales, y en la zona de quebradas y vertientes de exposición sur por bosque nativo. En tanto, el área de estudio de Quebrada Alvarado tiene presencia muy dominante de matorrales en toda la extensión, y especialmente en la altitud media y alta; bosque nativo en zonas de quebradas y vertientes de exposición sur y escasas tierras de cultivos en las zonas llanas de valles (Figura 1).



Vertiente microcuenca de Roco, Valle Hermoso, pendiente de 18°, 212 m. s. s. m.

Vertiente microcuenca de la Vega, Quebrada Alvarado, pendiente de 19°, 721 m. s. s. m.

Vertiente microcuenca de Varas, Valle Hermoso, pendiente de 19°, 221 m. s. s. m.

Vertiente microcuenca de la Vega, Quebrada Alvarado, pendiente de 19°, 732 m. s. s. m.

Figura 1. Estado actual de las vertientes de cada área de estudio.

Fuente: elaboración propia en base a imagen tomada con dron Phantom 4 pro.

#### 3.2. Evolución de las vertientes

##### 3.2.1 Quebrada Alvarado

Basado en el índice NDVI, en el año 1985 se observa una cubierta homogénea, en la cual predomina una vegetación dispersa en zonas de alta cumbre o de exposición norte. Además, se observó una superficie de 7,2 ha de vegetación más densa y vigorosa. De 1990 a 1995, la vegetación vigorosa disminuyó siendo reemplazada principalmente por suelo desnudo o vegetación muerta. También se puede inferir que los sectores de cultivos se vieron realmente afectados, principalmente las zonas de bajas pendientes. Estos resultados se relacionan con los valores de precipitación de 1989 y 1994, que al menos en esos dos años no alcanzaron en promedio los 200 mm en el área de estudio.

Para el periodo 2000-2005 los suelos desnudos presentaron una disminución, y la vegetación densa y vigorosa aumentó considerablemente, pasando de 535 ha en el año 1990, a 1881,4 ha en el año 2005. Estas condiciones se dieron gracias a las circunstancias imperantes propias del fenómeno ENOS en el año 2002, y que benefició productiva y económicamente la zona en esas fechas. Sin embargo, desde el año 2010 a la actualidad, las condiciones cambiaron cuantiosamente principalmente por la extensa sequía que está sufriendo la región de Valparaíso desde el año 2007. Producto de las dinámicas climáticas, se destaca el incremento de suelos desnudos, y la disminución de vegetación dispersa que principalmente se encuentra en las vertientes degradadas por la agricultura. Esta situación es preocupante ya que los suelos descubiertos o desnudos y con costra aumentan

la escorrentía y la erosión, y dificultan la aparición de la vegetación nativa (Strohmeier *et al.*, 2021).

Del año 2015 en adelante, la disminución de la cobertura de vegetación densa es debido al cultivo de frutales de monocultivos que alcanzaron las 176,9 ha, y al aumento del suelo desnudo que alcanzó más de 5000 ha, evidenciando la grave sequía que aqueja a la región.

Complementando el análisis a través del índice de falso color, como se muestra en la Figura 2, se logra identificar una serie de incendios que afectaron zonas cercanas al área de estudio. Pero es en el año 2010 donde se puede distinguir un gran polígono que comprometió alrededor de 33 ha, producto de la combustión de materiales, afectando varias vertientes del sector, y que se representa de color magenta. Para el año 2015 esta cobertura vegetal se encuentra recuperada. En la actualidad, se puede observar un paisaje seco tanto en las vertientes de exposición sur como norte, y en donde la cobertura vegetal es predominante solo en sectores de valle o baja pendiente, lugar donde se genera la producción frutícola que caracteriza la zona y que, a pesar de la creciente sequía, mantiene la superficie de cultivos.

##### 3.2.2 Valle Hermoso

Como se puede observar en el Mapa 2, mediante el análisis del índice NDVI en el sector de Valle Hermoso, en el año 1985 se identifican 1457,7 ha con vegetación densa. Entre 1985 y 1995 los suelos desnudos se acentúan en el paisaje, y las cubiertas superficiales y de agua aumentan. En los años 2000-2005 en sectores de umbría y semiumbría se



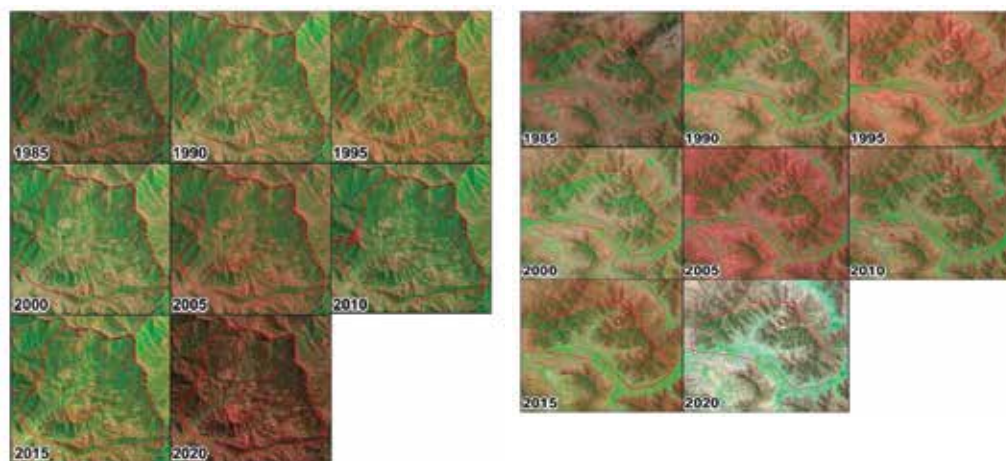


Figura 2. Dinámica evolutiva en índice falso color. Fuente: elaboración propia.

identifica la leve aparición de vegetación densa y vigorosa.

Sin embargo, a partir del año 2010 la vegetación densa disminuye a la mitad (524,8 ha) en relación con el año 2005, predominando en el paisaje los suelos desnudos. Por último, los años 2015 y 2020 muestran un panorama desolador, en el que tanto los cursos de agua como la vegetación densa desaparecen casi por completo, sumando entre ambos años no más de 100 hectáreas de vegetación densa, aunque se trata de cultivos bajo riego.

### 3.2.3 Comparativo

De acuerdo en el índice de falso color de la Figura 2, se pueden observar las semejanzas o correlaciones que poseen ambas áreas de estudio, ya que en el año 1985 Valle Hermoso posee gran cantidad de vegetación densa en la zona, con cerca de 1450 ha que se mantiene en algunas vertientes, y disminuye en otras hasta el año 1995. A partir del año 2000, la cubierta vigorosa se recupera para luego en el año 2005 sufrir una disminución mayormente en vertientes de exposición norte.

Respecto a la producción en tierras de cultivos, este se observa en color verde intenso (Figura 2), y se localiza en el valle y las vertientes. Entre los años 1985-1995 se observa cómo se mantienen los cultivos a lo largo del valle a pesar de la disminución de vegetación que sufren los sectores de altas pendientes. Para el año 2000 se nota un avance de estos cultivos hacia las vertientes más cercanas a los valles, y que se acentúan considerablemente a través del tiempo, sobre todo desde el periodo 2010-2015, donde se identifican polígonos de verdor intenso que acaparan parte de las vertientes de exposición sur. Estos cultivos son principalmente aguacate (*Persea americana*). Resulta interesante la dicotomía entre las bajas precipitaciones que afectan la zona a partir del año 2010, pero que aun así mantienen la presencia de una vegetación vigorosa en sectores de valle o en pequeños fragmentos de vertientes, evidenciando cómo el sistema está sosteniendo a la agricultura de frutales de alta demanda hídrica.

Entre los años 1985-1990 se logran detectar pocas hectáreas afectadas por in-

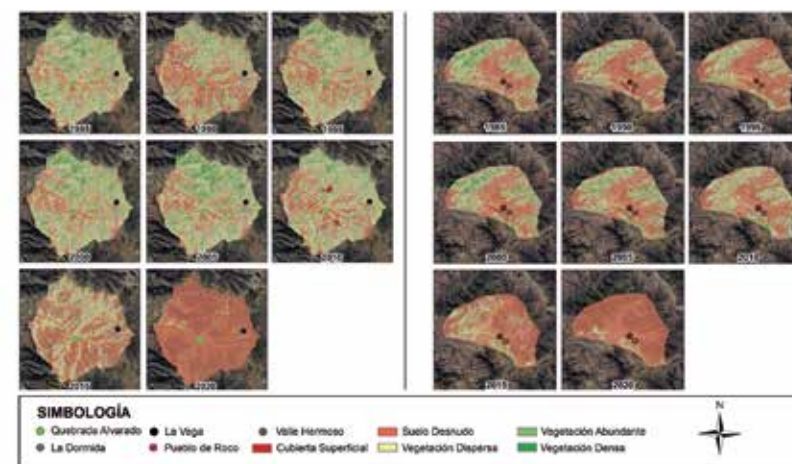


Figura 3. NDVI de las áreas de estudio, Izquierda sector de Quebrada Alvarado, derecha sector Valle Hermoso. Fuente: elaboración propia.

cenidios, que a través de los años fue difícil de recuperar. Por último, se reconocen pequeños cuerpos de agua (representados de color negro) en el sector suroeste y muy cercanos al valle, que aparecen y desaparecen a través del tiempo. Entre 1990 y 2000 fue el periodo en donde sufrió la mayor disminución de los cuerpos de agua, y que a partir del año 2010 se detectaron registros similares.

Finalmente, al analizar los años posteriores a los eventos ENOS ocurrido en 1987, 1997 y 2002 (Figura 3), se observa como en el año 1988 un aumento de vegetación densa se concentra mayormente en laderas con exposición umbría y semiumbría (1971,4 ha), aumenta la vegetación dispersa (3417,1 ha), y disminuye el suelo desnudo en Quebrada de Alvarado.

En Valle Hermoso también se observa una gran cantidad de vegetación densa vigorosa (2238,2 ha), y que se encuentra rodeada por una vegetación dispersa (4385,5 ha), y se observa un aumento de superficies de agua o artificiales. Para 1998, en ambas zonas de estudio aumenta el suelo desnudo en sectores de solana y alta pendiente, así mismo la vegetación densa disminuye levemente para ambos sectores en relación con 1988. Por último, para el año 2004 y en comparación con los otros dos periodos, se manifiesta un paisaje mucho más seco, en el cual el suelo desnudo aumentó en casi un 25 % en comparación al año 1998 en los dos sectores. En estos tres periodos no se identifica ningún incendio que haya afectado en grandes hectáreas al área de estudio.



Figura 4. Comparación del promedio de precipitación anual en milímetros.

Fuente: elaboración propia en base a datos de la Dirección General de Aguas (DGA) y www.ide.cl



## 4. Conclusión

Se evidenció una disminución de las actividades agrícolas de secano en las dos áreas de estudio, y un aumento de la agricultura de monocultivo, principalmente de cítricos y *Persea americana* en los valles y en las vertientes, a pesar de la menor disponibilidad de agua para riego dispuesta en el sistema regional producto de la mega sequía.

Se identificó un aumento significativo de la vegetación densa y vigorosa en aquellos años donde las precipitaciones se mantienen en niveles normales, y una

disminución casi inmediata en los años secos, siendo más evidente esta sequía en el sector de La Vega. En este sentido, se destaca el aumento de vigorosidad en las vertientes en los años de eventos de precipitaciones excepcionales, y la importancia que tienen para la estabilidad hídrica del sistema en general. Sin embargo, los años de sequía han provocado un aumento considerable de los suelos desnudos, los cuales son los principales causantes de la degradación de suelos.

## Agradecimientos

Esta investigación forma parte del proyecto I+D, código R19F10017, financiado por la Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo (ANID).

## 4. Referencias

- AGUILAR, N., GALINDO, G., FORTANELLI, J., & CONTRERAS, C. (2010). Índice normalizado de vegetación en caña de azúcar en la Huasteca Potosina. *Avances En Investigación Agropecuaria*, 14(2), 49–65.
- CHUVIECO SALINERO, E. (2008). *Teledetección ambiental: La observación de la tierra desde el espacio*.
- DURÁN ZUAZO, V. H., RODRÍGUEZ PLEGUEZUELO, C. R., CUADROS TAVIRA, S., & FRANCIA MARTÍNEZ, J. R. (2014). Impact of soil erosion and runoff on mountain slopes of Mediterranean agroecosystems. *Ecosistemas*, 23(1), 66–72. <https://doi.org/10.7818/ecos.2014.23-112>
- NABIOLLAHI, K., GOLMOHAMADI, F., TAGHIZADEH-MEHRJARDI, R., KERRY, R., & DAVARI, M. (2018). Assessing the effects of slope gradient and land use change on soil quality degradation through digital mapping of soil quality indices and soil loss rate. *Geoderma*, 318, 16–28. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2017.12.024>
- STRAHLER, A. N., & STRAHLER, A. H. (1997). *Geografía Física*. 3o Edición. Ed. In OMEGA. Barcelona, España.
- STROHMEIER, S., FUKAI, S., HADDAD, M., ALNSOUR, M., MUDABBER, M., AKIMOTO, K., YAMAMOTO, S., EVETT, S., & OWEIS, T. (2021). Rehabilitation of degraded rangelands in Jordan: The effects of mechanized micro water harvesting on hill-slope scale soil water and vegetation dynamics. *Journal of Arid Environments*, 185, 104338. <https://doi.org/10.1016/J.JARIDENV.2020.104338>
- VON ELVERFELDT, K. (2012). *System theory in geomorphology: challenges, epistemological consequences and practical implications*. Springer Science & Business Media. <https://doi.org/10.1127/0372-8854/2011/0055S3-0053>

## VALORACIÓN BIOGEOGRÁFICA DEL ROBLEDAL DE *QUERCUS PETRAEA* (MATTUSCHKA) LIEBL. DEL MONTE KOLITZA (VIZCAYA) A TRAVÉS DE LA METODOLOGÍA LANBIOEVA

Pedro José Lozano Valencia<sup>1</sup>, Rakel Varela Ona<sup>2</sup>, José Antonio Cadiñanos Aguirre<sup>3</sup> y Guillermo Meaza Rodríguez<sup>4</sup>

## Resumen

De hace tres años a esta parte estamos acometiendo la caracterización, inventariado y evaluación biogeográfica de las diferentes remanentes de robledal de *Quercus petraea* (Mattuschka) Liebl. del País Vasco y territorios limítrofes. Abordamos, en esta ocasión, la ubicada en el Monte Koltiza, inserta en la comarca vizcaína de Las Encartaciones limítrofe con tierras burgalesas. Para ello se ha realizado sobre el terreno un inventario aleatorio y estratificado de 10 parcelas de 20 x 20 m, y se han tomado datos referentes a criterios naturales, culturales, estructurales, así como de posibles amenazas. Posteriormente, en gabinete, se ha valorado cada una de las muestras conforme a la metodología LANBIOEVA (*Landscape Biogeographical Evaluation*), dando como resultado registros elevados del interés de conservación, equiparables a los de las mejores manchas de robledal albar analizadas anteriormente. Sin embargo, los cómputos de la prioridad de conservación son modestos como consecuencia de un nivel de amenaza bajo.

**Palabras clave** *Quercus petraea*, LANBIOEVA, interés de conservación, prioridad de conservación, Monte Koltiza

## Abstract

Biogeographic assessment of the quercus petraea oak grove of mount koltiza (Bizkaia) through lanbioeva methodology

For the last three years we have been inventorying, characterizing and evaluating the different patches of *Quercus petraea* (Mattuschka) Liebl. oak forest in the Basque Country and neighboring territories. On this occasion, we are dealing with the one located in Mount Koltiza, in the region of Las Encartaciones in Biscay, bordering with Burgos. For this purpose, a random and stratified inventory of 10 plots of 20 x 20 m was carried out in the field, and data were collected on natural, cultural and structural criteria, as well as on possible threats. Subsequently, in the office, each sample was evaluated according to the LANBIOEVA (Landscape Biogeographical Evaluation) methodology. In the case studied here, the values for Conservation Interest are high and comparable to those of the best patches of sessile oak forest analyzed previously. However, the Conservation Priority is modest as a consequence of a low threat level.

**Keywords** *Quercus petraea*, LANBIOEVA, Conservation Interest, Conservation Priority, Mount Koltiza

<sup>1,2,3,4</sup>Universitat del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea, Departamento de Geografía, Prehistoria y Arqueología. <sup>1</sup>pedrojose.lozano@ehu.eus, <sup>2</sup>rakel.varela@ehu.eus, <sup>3</sup>joseantonio.cadinanos@ehu.eus, <sup>4</sup>guillermo.meaza@ehu.eus

## 1. Introducción

Prosiguiendo con el trabajo de cartografía, inventariado, análisis y evaluación biogeográfica comparativa de distintos remanentes de roble albar (*Quercus petraea*) del norte de la península ibérica —hasta el momento han visto la luz los de Pikandi (Gipúzcoa), Garralda (Navarra), Garrastatxu (Vizcaya) y Moncayo (Zaragoza) (Lozano *et al.*, 2020)—, abordamos, en esta ocasión, la ubicada en el Monte Koltitza, inserto en la comarca vizcaína de Las Encartaciones limítrofe con tierras burgalesas.

El roble albar —*Quercus petraea* (Matuschka), Liebl.— es una especie arborea cuya corología abarca el sur, centro y oeste de Europa y Asia occidental. En la península ibérica aparece de forma muy dispersa, en manchas relativamente pe-

queñas, poco extensas, siempre dentro de su mitad septentrional. No obstante, falta en Galicia y desciende hasta el sistema Central, con continuación hacia el este por la serranía de Cuenca, donde alcanza su límite meridional (Blanco *et al.*, 1997). Es, pues, relativamente escasa en la península ibérica donde, en la actualidad, se distribuye por sistemas montañosos relativamente inaccesibles y, muchas veces, protegidos, lo cual está coadyuvando a la protección de los escasos remanentes y al desarrollo de un grado de madurez remarcable.

La presencia del roble albar en la península ibérica se remonta, al menos, al Pleistoceno superior. Al inicio del Holoceno, con la atemperación del frío cuaternario, fue colonizando el territorio

ocupado previamente por formaciones de tundra y taiga. Pero su pujanza empezaría a decrecer cuando, quizá debilitado por haber sufrido la crisis climática del periodo Boreal, en el Subatlántico tuvo que competir con *Fagus sylvatica*, especie que, desde entonces, lo ha ido desalojando de las cotas más elevadas de su jurisdicción potencial (Loidi, 1983; Streiff, 1998; Pèlach *et al.* 2016). Así, hoy en día es frecuente localizar las manchas de este tipo de bosque entre los 700-800 metros, en su límite más bajo, y los 1000-1200 en el más alto (Lozano *et al.*, 2021). Se puede afirmar, por tanto,

que ocupa la banda transicional entre el piso colino y el montano, dentro de la jurisdicción eurosiberiana de la península ibérica. Es lo que ocurre en el Monte Koltitza, donde esta formación se sitúa en el ecotono entre los bosques de *Quercus robur* en la parte inferior y los de *Fagus sylvatica* en la superior. Aquí, las manchas se muestran inconexas y relativamente pequeñas debido a la fuerte presión que han soportado estos predios tanto por deforestación como en forma de cultivos madereros de especies como *Pinus radiata*, *Chamaecyparis lawsoniana* o *Picea abies*.

## 2. Objetivo

El objetivo principal del presente trabajo consiste en caracterizar, inventariar y valorar biogeográficamente a través de la metodología LANBIOEVA (*Landscape Biogeographical Evaluation*) la mancha de roble albar situada en el Monte Koltitza (Vizcaya).

El método utilizado permite obtener una serie de índices y valoraciones parciales y globales que pueden otorgar al gestor una serie de datos para la correcta protección, gestión y ordenación de estos recursos naturales, tal y como propugna el CEP (Convenio Europeo del Paisaje).

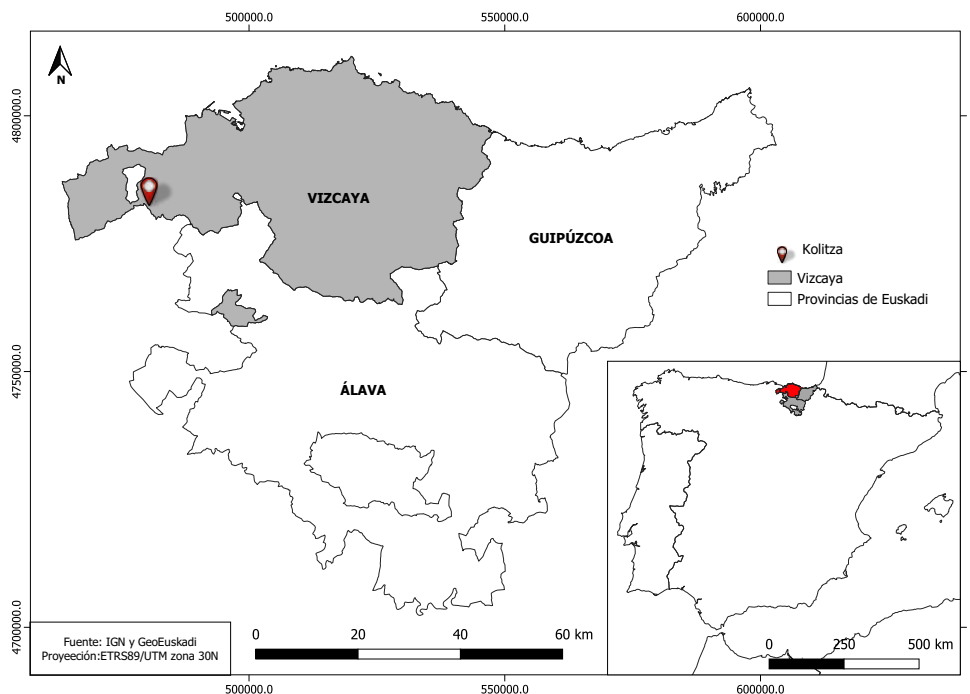
## 3. Metodología

### 3.1. Inventario biogeográfico

El modelo de inventario ha sido ensayado, contrastado y aplicado en sucesivas ocasiones de cara a recoger todos los datos geográficos, medioambientales, patrimoniales y biogeográficos necesarios para la posterior valoración. Una vez delimitadas las dos manchas a estudiar se pasa a establecer la localización de las parcelas (10) a partir de un método estratificado y aleatorio establecido dentro del Sistema de Información Geográfico (SIG) Arcview 8.2. Para cada uno de los inventarios o parcelas de 20 x 20 m se obtuvieron los datos de localización e identificación del

lugar (coordenadas UTM, topónimos, etc.), aspectos y rasgos geográficos y medioambientales generales, 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 liquénica, y de las especies de la briofita (estrato muscinal).

Para determinar las coberturas se ha seguido un método de valoración clásico (Método sigmatista de la escuela de Braun Blanquet), con una escala de 6 clases (+= menos del 1 %, 1 entre el 1 % y el 10 %, 2 entre el 10,1 % y el 25 %, 3 entre el 25,1 %



Mapa 1. Localización del área de estudio. Fuente: elaboración propia.

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 estratos (más de 5 m; entre 1 y 5 m; entre 0,5 y 1 m, y por debajo de 0,5 m) y el global de la agrupación vegetal. En aras a una mayor precisión, los datos de cobertura, de naturaleza cualitativa, se han pasado a porcentajes utilizando la media de cada una de esas horquillas (por ejemplo, para la clase + 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 cobertura de la especie.

### 3.2. Valoración biogeográfica

La metodología de valoración LANBIOEVA descansa en dos conceptos valorativos fundamentales y bien diferenciados:

el interés de conservación y la prioridad de conservación. El primero de ellos resulta del sumatorio de las calificaciones obtenidas por el interés natural y el interés cultural. El natural 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 territorial considera los atributos de rareza, endemismo, relictismo y carácter finícola; el mesológico evalúa las funciones geomorfológica, climática, hidrológica, edáfica y faunística a una escala local; el estructural valora la riqueza por estrato, la cobertura por estrato, la riqueza de microhábitats y la conectividad y extensión de la mancha vegetal. Por su parte, el interés cultural tiene en cuenta

dos grupos de valores: el patrimonial, que evalúa tres subcriterios (valor etnobotánico, perceptual y didáctico), y el cultural estructural, que tiene en cuenta el valor fisionómico estructural y el valor cultural estructural

La prioridad de conservación se obtiene de multiplicar el interés de conservación por el factor de amenaza que pesa sobre la unidad de vegetación concernida. Esta 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 de alteración de la vegetación; el de accesibilidad-transitabilidad valora la mayor o menor facilidad para llegar al enclave, y el «rozamiento» que este muestra al tránsito del ser humano; el de amenazas alternativas calibra otro tipo de riesgos y peligros a los que puede estar sometida la integridad de la agrupación vegetal concernida (Figura 1).

## 4. Resultados

Dadas las limitaciones de espacio, no es posible recoger aquí la totalidad de taxones inventariados. En la Tabla 1 aparecen encuadrados en sus correspondientes grupos fisionómicos. Habría que destacar el elevado número de taxones registrados en comparación con los otros cuatro ámbitos evaluados con anterioridad (Tabla 1).

El de Koltitza es un robledal albar que, comparativamente con los de las demás localizaciones, muestra un número muy apreciable de árboles y arbustos y, aún más, de matas y trepadoras, así como de herbáceas. Sus 98 taxones representan un registro récord,

nada desdeñable para una formación situada en pendientes pronunciadas, con suelos relativamente pobres, ácidos y muy lavados, y sometido a presiones antrópicas ciertamente intensas. Son cifras muy similares a las obtenidas en los robledales-bosques mixtos de la zona cantábrica del País Vasco, con suelos eútróficos y neutros en cuanto al pH, que además muestran un alto grado de madurez (Meaza et al., 2020).

La Tabla 2 recoge los resultados valorativos obtenidos en el monte Koltitza, que pueden compararse con los del resto de robledales albares analizados hasta la fecha (Tabla 3).

	Pikandi*	Garralda*	Garrastatxu*	Moncayo*	Koltitza
Árboles y arbustos	18	22	8	20	24
Matas y trepadoras	10	8	8	12	19
Hierbas	32	47	10	27	55
TOTAL	60	77	26	59	98

Tabla 1. Número de taxones por grupos fisionómicos y el total en Koltitza, comparado con las áreas previamente estudiadas (\*). Fuente (\*): Lozano et al. (2020). Elaboración propia.

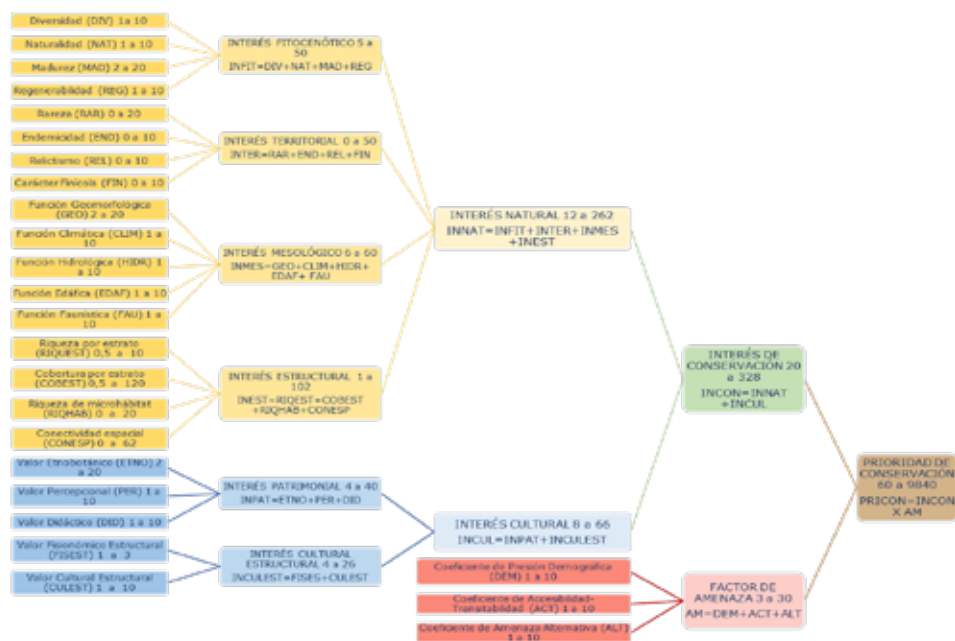


Figura 1. Organigrama de la metodología de valoración biogeográfica LANBIOEVA. Fuente: elaboración propia.

VALORACIÓN		PARÁMETROS	SININV
INCONTFOR	INFIT	DIVERSIDAD	8,0
		NATURALIDAD	9,9
		MADUREZ (x2)	17,6
		REGENERABILIDAD	7,9
		<b>SUMA (INFIT)</b>	<b>43,4</b>
	INTER	RAREZA (x2)	8,8
		ENDEMICIDAD	1,0
		RELICTISMO	3,0
		CAR. FINÍCOLA	0,0
		<b>SUMA (INTER)</b>	<b>12,8</b>
	INMES	F. GEOMORFOLÓGICA (x2)	20,0
		F. CLIMÁTICA	10,0
		F. HIDROLÓGICA	10,0
		F. EDÁFICA	8,0
F. FAUNÍSTICA		9,4	
<b>SUMA (INMES)</b>	<b>57,4</b>		
INEST	RIQ. POR ESTRATOS (x0,5)	8,0	
	COB. POR ESTRATOS (x0,5)	6,8	
	RIQ. DE MICROHAB.	5,3	
	CONECT. ESPACIAL	11,9	
	<b>SUMA (INEST)</b>	<b>31,9</b>	
<b>SUMA INNAT</b>			<b>145,5</b>
INPAT	VALOR ETNOBOTÁNICO (X2)	14,6	
	VALOR PERCEPCIONAL	8,2	
	VALOR DIDÁCTICO	7,5	
	<b>SUMA (INPAT)</b>	<b>30,3</b>	
	INCULEST	VALOR FISIONÓMICO ESTRUCT.	2,0
VALOR CULTURAL ESTRUCT.		3,0	
<b>SUMA (INCULEST)</b>		<b>5,0</b>	
<b>SUMA INCUL</b>			<b>35,3</b>
<b>SUMA (INCON)</b>			<b>180,8</b>
PRIORIDAD DE CONSERVACIÓN	PRESIÓN DEMOGRÁFICA (DEM) PRICON	1,0	
	ACCESIBILIDAD-TRANSITABILIDAD (ACT)	2,4	
	AMENAZAS ALTERNATIVAS (ALT)	3,8	
	FACTOR GLOBAL DE AMENAZA (AM)	7,2	
	PRICON	1308,6	

Tabla 2. Resultados de los distintos parámetros valorativos del robledal albar del Monte Kolutza. Fuente: elaboración propia.

PARÁMETROS	Pikandi*	Garralda*	Garrastatxu*	Moncayo*	Kolutza
INFIT	47	47,1	45,1	40,7	43,4
INTER	20,9	19,9	18	24,6	12,8
INMES	57	58	57	49	57,4
INEST	37,2	36,1	32,5	33,75	31,9
INNAT	162,1	161	152,6	148,05	145,5
INPAT	35	40	34,6	28,8	30,3
INCULEST	3,5	7	4	8	5,0
INCUL	38,5	47	38,6	36,8	35,3

Tabla 3. Resultados de los grupos de criterios y valores finales de los robledales albares estudiados hasta la fecha (\*) y el del Monte Kolutza. Fuente (\*): Lozano et al. (2020). Elaboración propia.

En lo concerniente al interés de conservación, el primer grupo de criterios que conforman el interés natural, el del valor fitocenótico, muestra registros generales elevados. La diversidad, en concreto, es alta en razón de la gran cantidad de taxones, la más elevada registrada para este tipo de formación hasta la fecha. Curiosamente, no se trata de bosques especialmente maduros puesto que se han encontrado muy presionados y muestran fustes relativamente delgados. El número de especies exóticas es muy reducido, lo que da lugar a niveles de naturalidad muy elevados, prácticamente absolutos. La regenerabilidad o resiliencia también muestra valores notables. El robledal albar muestra aquí una situación de etapa preclimácica que, de no producirse perturbaciones, en unos años podría alcanzar la madurez.

En cuanto a los criterios territoriales, el robledal albar de Kolutza muestra puntuaciones relativamente modestas —desde luego inferiores a las de los estudiados con anterioridad—, pues cuen-

ta con pocos taxones raros o escasos (Aizpuru *et al.*, 1999). La formación en sí puede, sin embargo, considerarse como rara, no solo a escala de distrito o inferior, sino también a escalas superiores. El resto de parámetros territoriales muestra puntuaciones reducidas, muy en consonancia con las registradas en otras ubicaciones. La mancha de Kolutza cuenta con cinco taxones endémicos, la mayor cifra registrada hasta la fecha para un robledal albar. Aunque la propia formación no puede ser calificada como endémica ni finícola, sí que presenta carácter relictico.

El interés mesológico de este bosque es ciertamente elevado pues, aunque se trata de una mancha relativamente joven, ejerce un papel fundamental para el geobiosistema. Se muestra especialmente relevante para criterios como el geomorfológico al evitar procesos erosivos dentro de vertientes con fuertes pendientes. Por otra parte, el ambiente forestal modifica las condiciones microclimáticas del sotobosque, garantiza una buena circulación



hídrica, preserva la capa edáfica de forma eficiente, añadiendo, además, buena carga orgánica que optimiza la edafogénesis, y garantiza una carga faunística notable, que encuentra en su seno refugio y buena producción frutescente.

Los criterios estructurales alcanzan cifras elevadas, derivadas tanto de la gran diversidad de especies por estrato como de la amplia cobertura de los distintos estratos (Figura 2). Sin embargo, los microambientes no desglosables a escala de parcela no son especialmente relevantes, como tampoco la conectividad y el tamaño de la mancha, puesto que se trata de arboledas reducidas e inconexas.



Figura 2. Panorámica de una de las manchas más extensas del robledal petrano del Monte Koltza. Fotografía de los autores.

Con respecto a los criterios culturales, el interés patrimonial muestra puntuaciones relativamente elevadas, aunque no sobresalientes. En general, se trata de un tipo de bosque que ha perdido gran parte de los usos y aprovechamientos más o menos sostenibles y tradicionales, y cuya percepción por parte de la población, siendo positiva, no alcanza niveles extraordinarios, seguramente debido al carácter todavía inmaduro de las masas arboladas. El

valor didáctico es, sin duda, notable en razón del carácter relictivo de esta formación, sus amenazas pero, sobre todo, su evolución hacia una mayor naturalidad y madurez en los últimos años. En lo que respecta al interés cultural estructural, Koltza presenta una puntuación que no pasa de discreta.

La suma de criterios culturales y naturales da lugar al interés de conservación que, en el caso del Koltza, muestra registros bastante modestos. No obstante, comparadas con las del resto de formaciones estudiadas a escala global (Lozano *et al.*, 2021), los registros se sitúan por encima del percentil del 75 % y, por ende, dentro del 4º cuartil, donde aparecen las formaciones con mejores puntuaciones.

Tampoco la prioridad de conservación es sobresaliente, puesto que el nivel de amenaza no es muy significativo. En efecto, la densidad de población es muy baja en este sector; lo mismo que la accesibilidad/transitabilidad, pues la única forma de acceder a la mancha es a través de pistas forestales, la pendiente es muy pronunciada y el sotobosque bastante cerrado. Eso sí, el nivel de amenazas alternativas es considerable como consecuencia de posibles incendios, cortas a matarrasa de los cultivos forestales cercanos, etc. Con todo ello, los registros obtenidos se sitúan por encima del percentil del 25 %, dentro del segundo cuartil a escala global.

## 5. Conclusiones

La metodología LANBIOEVA constituye una potente herramienta de inventariado y valoración biogeográfica que, en esta ocasión, se ha aplicado a una agrupación vegetal tan escasa en la Península Ibérica como es el robledal de *Quercus petraea*.

El objetivo propuesto para esta investigación se ha cumplido. El robledal petrano del Monte Koltza queda perfectamente caracterizado y valorado biogeográficamente, de manera que pasa a engrosar la lista de los robledales petranos analizados y valorados hasta la fecha por el grupo Lurraldeon.

De la misma forma, también se han obtenido valoraciones parciales y generales a través de la metodología LANBIOEVA que pueden procurar al gestor una serie de datos e índices para la correcta protección, gestión y ordenación de la formación.

En lo que respecta al interés de conservación, la mancha de robledal albar

del Monte Koltza cuenta con innegables valores naturales entre los que destacan los fitocenóticos y mesológicos y, en menor medida, los de resiliencia y madurez. Tampoco son excesivamente elevados los valores estructurales, tanto naturales como culturales, ni los patrimoniales.

Por lo que concierne a la prioridad de conservación, el nivel de amenaza es relativamente bajo como consecuencia de presentar escasa accesibilidad y transitabilidad, y una discreta densidad poblacional. No obstante, las fuertes presiones que ha recibido tradicionalmente y el hecho de configurarse como una formación rara y relictiva, dotada de endemismos y especies escasas o raras, debería llevar al gestor a vigilar atentamente los impactos y presiones antrópicos que pueden acaecer en su seno y en ambientes aledaños.

## 6. Referencias

- AIZPURI, I., ASEGINOLAZA, C., URIBE-ECHEBARRÍA, P. M., URRUTIA, P. y ZORRAKIN, I. (1999): *Claves ilustradas de la flora el País Vasco y territorios limítrofes*. Vitoria-Gasteiz, Gobierno Vasco, Departamento de agricultura y pesca.
- BLANCO, E., CASADO, M. A., COSTA, M., ESCRIBANO, R., GARCÍA, M., GÉNOVA, M., GÓMEZ, A., GÓMEZ, F., MORENO, J. C., MORLA, C., REGATO, P. y SAINZ, H. (1997): *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Barcelona, Planeta.
- 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.
- LOZANO-VALENCIA, P. J., VARELA-ONA, R., LATASA-ZABALLOS, I., LOZANO-FERNÁNDEZ, A. y MEAZA-RODRIGUEZ, G. (2020): «Biogeographical valuation of global plant landscapes using the «Lanbioeva» (Landscape Biogeographical Evaluation) methodology», en Comité Español de la UGI, *Spanish contribution to 34th IGC*. Istanbul 2020. Spain, bridge between continents (174-188). Madrid, Asociación de la Geografía Española.
- LOZANO-VALENCIA, P. J., VARELA-ONA, R., LOZANO-FERNÁNDEZ, A. y MEAZA-RODRIGUEZ, G. (2021): *Caracterización y Evaluación Biogeográfica a través del Método Lanbioeva de los Bosques de Quercus Petraea del País Vasco y Navarra (Península Ibérica)*. Revista de Estudios Andaluces, 41, 65-86. DOI: 10.12795/rea.2021.41.04

MEAZA, G., LOZANO, P. J. y VARELA-ONA, R. (2020): *Biodiversidad, Paisaje y Gestión Ambiental. Itinerarios biogeográficos por el País Vasco y territorios aledaños*. Valencia, Tirant Humanidades.

PÈLACHS, A., GARCÍA, J. C., SORIANO, J. M., PÉREZ-OBOL, R. y CATALÁN, J. (2016): «Papel de los incendios en las dinámicas forestales del norte de la Península Ibérica durante el Holoceno», en: GÓMEZ ZOTANO, J., ARIAS GARCÍA, J., OLMEDO COBO, J. A. y SERRANO MONTES (Eds.), *Avances en Biogeografía. Áreas de distribución: entre puentes y barreras*. Granada, Universidad de Granada y Tundra ediciones, pp. 553-562.

STREIFF, R., LABBE, T., BACILIERI, R., STEINKELLNER, H., GLÖS, J. y 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

## ANÁLISIS COMPARATIVO Y VALORACIÓN BIOGEOGRÁFICA MEDIANTE LA METODOLOGÍA LANBIOEVA DEL ENCINAR CANTÁBRICO COSTERO (URDAIBAI, VIZCAYA) Y DE INTERIOR (ATAUN, GUIPÚZCOA)

Pedro José Lozano Valencia<sup>1</sup>, Asier Lozano Fernández<sup>1</sup> y Guillermo Meaza Rodríguez<sup>1</sup>

### Resumen

Los encinares de *Quercus ilex* subsp. *ilex* constituyen uno de los elementos ambientales más característicos de la franja cantábrica de la península ibérica. Para abordar el análisis comparativo y el diagnóstico valorativo de sus facies costeras (Urdaibai, Vizcaya) y de interior (Ataun, Guipúzcoa) se realizaron diez inventarios aleatorios y estratificados para cada una de ellas. Posteriormente se valoraron los sininventarios sintéticos resultantes conforme a la metodología LANBIOEVA (*Landscape Biogeographical Evaluation*), con resultados bastante similares. El interés de conservación, que se muestra superior en el de interior, registra puntuaciones que se sitúan en el cuarto cuartil de todas las formaciones valoradas hasta la actualidad para este parámetro. En lo concerniente a la prioridad de conservación, que es más elevada en el encinar costero de Urdaibai, las puntuaciones de ambas facies de encinar se sitúan en el tercer cuartil para este parámetro.

**Palabras clave** *Quercus ilex* subsp. *ilex*, LANBIOEVA, interés de conservación, prioridad de conservación, Urdaibai, Ataun

### Abstract

Comparative analysis and biogeographical assessment using the lanbioeva methodology of coastal (Urdaibai, Bizkaia) and inland (Ataun, Gipuzkoa) cantabrian holm oak forest

*Quercus ilex* subsp. *ilex* oak groves are one of the most characteristic environmental elements of the Cantabrian strip of the Iberian Peninsula. The comparative analysis and the valuation diagnosis of two of its facies are approached: the coastal Cantabrian holm oak forest and the inland one; the first one in Urdaibai (Vizcaya), and the second one in Ataun (Guipúzcoa). Ten random and stratified inventories were carried out. Subsequently, each of the resulting synthetic syninventories was evaluated according to the LANBIOEVA Methodology (Landscape Biogeographical Evaluation). The biogeographic evaluation yields fairly similar results. The Conservation Interest is higher in the inland. Both scores are in the fourth quartile of all the formations assessed to date for this parameter. Regarding the Conservation Priority, the coastal holm oak forest of Urdaibai has a better score. The scores of the two holm oak facies are in the third quartile for this parameter.

**Keywords** *Quercus ilex* subsp. *ilex*, LANBIOEVA, Conservation Interest, Conservation Priority, Urdaibai, Ataun

<sup>1</sup>Universidad del País Vasco, Departamento de Geografía, Prehistoria y Arqueología.

<sup>1</sup>pedrojose.lozano@ehu.eus, <sup>2</sup>lozanoasier6@gmail.com, <sup>3</sup>guillermo.meatza@gmail.com

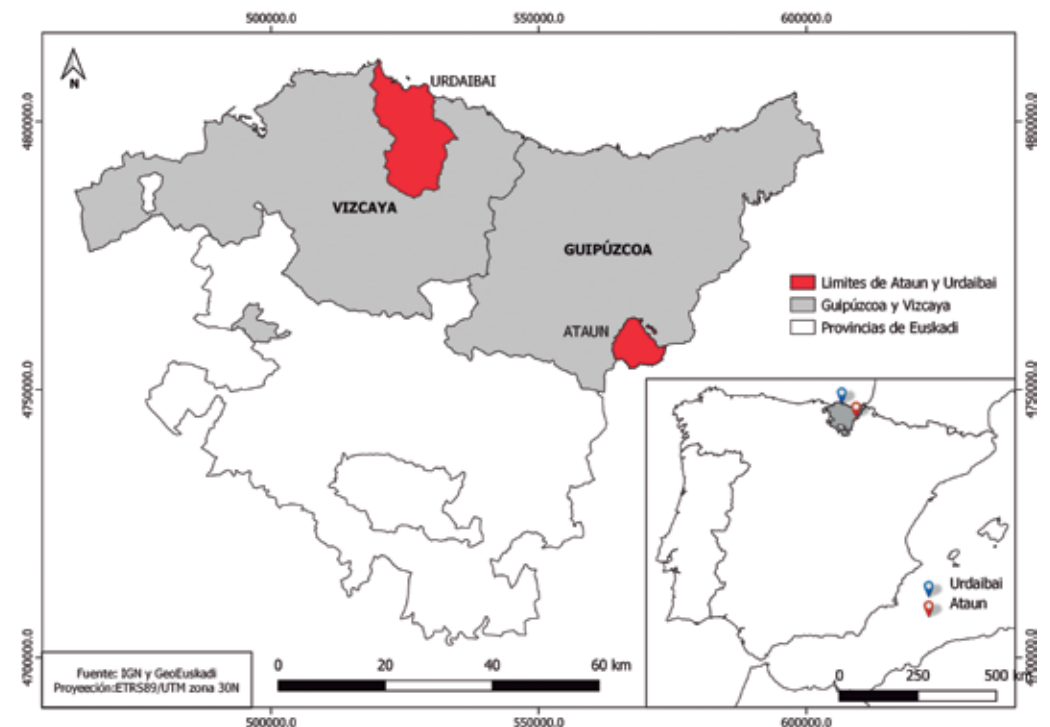
## 1. Introducción

El encinar cantábrico constituye uno de los elementos biogeográficos y ambientales más característicos de la franja cantábrica de la península ibérica, en general, y del País Vasco, en particular. Se trata de una formación vegetal que se acomoda, principalmente, al piso termocolino imperante en el tramo costero que se sitúa entre el municipio guipuzcoano de Zarautz, a oriente, y la cuenca asturiana del Nalón y Narcea, a occidente. No obstante, existen importantes manchas en el interior cantábrico, caso de la aquí estudiada de Ataun (Guipúzcoa) (Meaza *et al.*, 2020). Pero la distribución de esta agrupación vegetal responde no solo a razones climáticas, sino también —y en algunos casos preferentemente— a edafológicas y antrópicas. En efecto, encuentra su más perfecto acomodo en terrenos kársticos de fuerte pendiente, sobre suelos pobres, a menudo esqueléticos (leptosoles réndricos), de escasa capacidad de retención hídrica (Meaza, 1988). De manera que, aunque las precipitaciones sean abundantes (siempre por encima de 1000 mm anuales), las condiciones de cierta xericidad edáfica favorecen la presencia del encinar en un ámbito donde la vegetación potencial correspondería, con buenas condiciones edáficas (suelos profundos, frescos y bien estructurados) a un robledal-bosque mixto de *Quercus robur* (Meaza, 1997).

En este último sentido, los estudios paleoambientales han certificado procesos erosivos y situaciones de rexistia vinculadas a periodos de la historia humana donde se realizaron amplios y profundos desbroces de la vegeta-

ción arbórea (principalmente durante el Neolítico y la romanización) (Meaza y Zapata, 1998). Estas investigaciones apuntan a que el encinar no conformaría importantes masas arbóreas durante el Paleolítico y que su expansión sería achacable a estas dinámicas de deforestación masiva con los consiguientes procesos erosivos y depauperación edáfica que pusieron en resalte importantes extensiones de lapiaz (Arambarri e Iriarte-Chiapusso, 2019). La incógnita radica en vislumbrar el futuro de esta formación vegetal teniendo en cuenta que, al encontrarse hoy día protegido, mejora la edafogénesis y se generan suelos más profundos y estructurados capaces de sostener el robledal-bosque mixto titular del territorio

El hecho de que, si bien de forma excepcional, el encinar cantábrico aparezca también en el interior de las provincias de Vizcaya y Guipúzcoa nos motivó a inventariar, caracterizar, comparar y valorar la facies costera —ampliamente investigada por nosotros mismos con anterioridad, sobre todo en la reserva de la biosfera de Urdaibai (Vizcaya)—, con la de interior, en este caso la ubicada en el municipio de Ataun, en las cercanías del parque natural de Aralar y haciendo frontera entre Guipúzcoa y Navarra (Mapa 1).



Mapa 1. Localización de las dos áreas de estudio. Elaboración propia.

## 2. Objetivo

El objetivo principal del presente trabajo consiste en caracterizar, inventariar, comparar y valorar biogeográficamente a través de la metodología LANBIOEVA (*Landscape Biogeographical Evaluation*) dos manchas bien diferenciadas de encinar cantábrico: una costera (reserva de la biosfera de Urdaibai, Vizcaya) y otra del interior (Ataun, Guipúzcoa).

El método utilizado permite obtener una serie de índices y valoraciones parciales y globales que pueden otorgar al gestor una serie de datos para la correcta protección, gestión y ordenación de estos recursos naturales, tal y como propugna el CEP (Convenio Europeo del Paisaje).

## 3. Metodología

### 3.1. Inventario biogeográfico

El modelo de inventario ha sido ensayado, contrastado y aplicado en sucesivas ocasiones de cara a recoger todos los datos geográficos, medioambientales, patrimoniales y biogeográficos necesarios para la posterior valoración. Una vez

delimitadas las dos manchas a estudiar se pasa a establecer la localización de las parcelas (10) a partir de un método estratificado y aleatorio establecido dentro del Sistema de Información Geográfico (SIG) Arcview 8.2. Para cada uno

de los inventarios o parcelas de 20 x 20 m se obtuvieron los datos de localización e identificación del lugar (coordenadas UTM, topónimos, etc.), aspectos y rasgos geográficos y medioambientales generales, 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 liquénica, y de las especies de la briofita (estrato muscinal).

Para determinar las coberturas se ha seguido un método de valoración clásico (Método sigmatista de la escuela de Braun-Blanquet), con una escala de 6 clases (+= menos del 1 %, 1 entre el 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 estratos (más de 5 m; entre 1 y 5 m; entre 0,5 y 1 m y por debajo de 0,5 m) y el global de la agrupación vegetal. En aras a una mayor precisión, los datos de cobertura, de naturaleza cualitativa, se han pasado a porcentajes utilizando la media de cada una de esas horquillas (por ejemplo, para la clase + 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 cobertura de la especie.

### 3.2. Valoración biogeográfico. Metodología LANBIOEVA

La metodología de valoración LANBIOEVA descansa en dos conceptos valorativos fundamentales y bien diferenciados: el interés de conservación y la prioridad de conservación. El primero de ellos resulta del sumatorio de las calificaciones

obtenidas por el interés natural y el interés cultural. El natural 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 territorial considera los atributos de rareza, endemismo, relictismo y carácter finícola; el mesológico evalúa las funciones geomorfológica, climática, hidrológica, edáfica y faunística a una escala local; el estructural valora la riqueza por estrato, la cobertura por estrato, la riqueza de microhábitats y la conectividad y extensión de la mancha vegetal. Por su parte, el interés cultural tiene en cuenta dos grupos de valores: el patrimonial, que evalúa tres subcriterios (valor etnobotánico, perceptual y didáctico), y el cultural estructural, que tiene en cuenta el valor fisionómico estructural y el valor cultural estructural (Tabla 1).

La prioridad de conservación se obtiene de multiplicar el interés de conservación por el factor de amenaza que pesa sobre la unidad de vegetación concernida. Esta 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 de alteración de la vegetación; el de accesibilidad-transitabilidad valora la mayor o menor facilidad para llegar al enclave, y el «rozamiento» que este muestra al tránsito del ser humano; el de amenazas alternativas calibra otro tipo de riesgos y peligros a los que puede estar sometida la integridad de la agrupación vegetal concernida (Tabla 1).

INCONTFOR	Interés fitocenótico (INFIT)	DIVERSIDAD (DIV)	Nº de especies (1-10 puntos según número)
		NATURALIDAD (NAT)	Formación con taxones exóticos o autóctonos (1 a 10 puntos según el número y cobertura de los mismos)
		MADUREZ (MAD)	Grado de madurez en la sucesión vegetal. Multiplicado por 2 al ser el más importante de estos criterios (2 a 20 puntos)
		REGENERABILIDAD (REG)	Facilidad o dificultad para regenerarse después de catástrofe (1 a 10 puntos según su capacidad)
	Interés territorial (INTER)	RAREZA (RAR)	Nº de taxones raros y rareza de la formación. Multiplicado por 2 al ser el más importante de estos criterios (2 a 20 puntos según su grado de rareza)
		ENDEMICIDAD (END)	Nº de taxones endémicos y grado de endemismo de la formación (1 a 10 puntos según su grado de endemismo)
		RELICTISMO (REL)	Nº de taxones relictos y grado de relictismo de la formación (1 a 10 puntos según su grado de relictismo)
	INNAT	FINÍCOLA (FIN)	Nº de taxones endémicos y carácter finícola de la formación (1 a 10 puntos según su carácter finícola)
		F. geomórfica (GEO)	Evitación de procesos erosivos. Multiplicado por 2 al ser el más importante de estos criterios (2 a 20 puntos)
		F. climática (CLI)	Generación de condiciones microclimáticas (1 a 10 puntos)
		F. hidrológica (HID)	Garantizar la buena circulación hídrica (1 a 10 puntos)
		F. edáfica (EDA)	Garantizar una buena estructura edáfica (1 a 10 puntos)
	Interés mesológico (INMES)	F. faunística (FAU)	Ofrecer refugio, recursos tróficos, etc. a la comunidad faunística (1 a 10 puntos según carga faunística)
		Riqueza por estratos (RIQUEST)	Nº de especies por estrato. Multiplicado por 0,5 al ser menos importante (0,5 a 10 puntos según su riqueza)
		Cobertura por estratos (COBEST)	Cobertura por estrato. Multiplicado por 0,5 al ser menos importante (0,5 a 10 puntos según coberturas)
		Riqueza de microambientes (RIQHAB)	Cantidad de microambientes no desglosables (0 a 20 puntos por estos microambientes)
Interés estructural (INEST)	Conectividad/tamaño de la mancha (CONESP)	Tamaño y conectividad de la mancha (0 a 30 puntos según su extensión y conexión)	
	Interés patrimonial (INPAT)	Valor etnobotánico (ETNO)	Utilización de la flora de forma sostenible y tradicional. Multiplicado por 2 al ser el más importante de estos criterios (2 a 20 puntos según su utilización sostenible)
		Valor perceptual (PER)	Percepción de la población local sobre el valor de la formación (1 a 10 puntos según su valoración)
		Valor didáctico (DID)	Valoración de los pedagogos del valor de la formación para enseñar (1 a 10 puntos según su valoración)
INCULEST	Valor fisionómico estructural (FISEST)	Dasotipologías de gobierno de los fustes (1 a 3 puntos)	
	Valor cultural estructural (CULEST)	Diferentes elementos etnográficos, históricos, arqueológicos, etc. (1 a 10 puntos)	



PRICON	AM	Factor de amenaza	Coeficiente de presión demográfica (DEM)	Densidad de población humana en el territorio (1 a 10 puntos según densidad)
			Coeficiente de acces./transita. (ACT)	Matriz que combina 6 categorías de accesibilidad y de transitabilidad (1 a 10 puntos según esa relación).
			Coeficiente de amenaza alternativa (ALT)	Posibilidad de la existencia de otras amenazas naturales o antrópicas (1 a 10 puntos según posibilidad)

Tabla 1. Índices y criterios de evaluación biogeográfica según la metodología LANBIOEVA. Elaboración propia.

#### 4. Resultados

Dadas las limitaciones de espacio, no es posible recoger aquí la totalidad de taxones inventariados en los dos ámbitos. En la Tabla 2 aparecen encuadrados en sus correspondientes grupos fisionómicos.

Como se puede observar, las diferencias más notables en relación con el número de taxones radican en la cantidad de herbáceas, mucho más numerosas en Ataun que en Urdaibai. Si comparamos estas cifras con las obtenidas en trabajos previos (Lozano y Latasa, 2015) podemos observar que, en el caso del encinar cantábrico costero de Mutriku (Guipúzcoa) estos son ligeramente superiores. En concreto, en este ámbito se obtuvieron, con el mismo número de inventarios 19 árboles y arbustos, 17 matas y trepadoras y 63 herbáceas; lo que da un total de 99 taxones. En este sentido, el número de árboles, arbustos, matas y trepadoras es muy similar en los tres casos citados; pero donde existe una

gran diferencia es en las herbáceas, en un número bastante mayor tanto para Ataun como, sobre todo, para Mutriku. Esta diferencia tan notable puede deberse a la existencia de un bosque más desarrollado en el caso de Urdaibai, con una cobertura arbórea tan densa que su sombra coarta el desarrollo del sotobosque, sobre todo del estrato herbáceo.

En el caso de Ataun los bosques de encinar cantábrico son más jóvenes, algunos de ellos no se encuentran protegidos y, en menor medida, funcionan a modo de dehesas, lo que hace que la sombra proyectada sea menor. Esto es así porque el ser humano persigue una mayor cantidad y calidad de pasto, lo que redundará en un mayor número de herbáceas, como ponen de manifiesto trabajos similares en otros ámbitos, caso de las dehesas y monte mediterráneo de *Quercus Ilex* subsp. *rotundifolia* (Díaz, 2019). En cualquier caso, son curiosamente los ecosis-

URDAIBAI	ATAUN
25 árboles y arbustos	25 árboles y arbustos
13 matas y trepadoras	14 matas y trepadoras
32 herbáceas	57 herbáceas
70 taxones en total	96 taxones en total

Tabla 2. Número de especies por ámbitos y grupos fisionómicos. Elaboración propia.

temas o paisajes manejados de forma relativamente sostenible los que garantizan una mayor diversidad de especies.

Con todo, lo más llamativo y diferencial en lo referente a la composición florística entre ambas facies de encinar sea que la costera cuente con taxones termófilos propios del termocolino (*Olea*

*europaea*, *Arbutus unedo*, *Osyris alba*, *Laurus nobilis*...) que no aparecen en la de interior (piso colino).

En cuanto a la valoración biogeográfica, a continuación se adjuntan los resultados medios obtenidos tanto en Urdaibai como en Ataun (Tabla 3).

VALORACIÓN		PARÁMETROS	URDAIBAI	SININV		
INCONTFOR	IN NAT	INFIT	DIVERSIDAD NATURALIDAD MADUREZ (x2) REGENERABILIDAD SUMA (INFIT)	6,8 9,6 17,9 7,7 41,9	8,9 10,0 18,6 8,1 45,6	
		INTER	RAREZA (x2) ENDEMICIDAD RELICTISMO CAR. FINÍCOLA SUMA (INTER)	7,1 0,8 0,0 0,7 8,6	12,5 0,5 0,0 4,3 17,3	
			IN MES	F. GEOMORFOLÓGICA (x2) F. CLIMÁTICA F. HIDROLÓGICA F. EDÁFICA F. FAUNÍSTICA SUMA (INMES)	18,2 9,2 9,1 8,0 8,9 53,4	19,2 9,7 9,6 8,0 8,6 55,1
				IN EST	RIQ. POR ESTRATOS (x0,5) COB. POR ESTRATOS (x0,5) RIQ. DE MICROHAB. CONNECT. ESPACIAL SUMA (INEST)	7,6 6,8 4,9 17,3 36,6
		SUMA INNAT			140,5	152,9
	IN CUL	INPAT			VALOR ETNOBOTÁNICO (X2) VALOR PERCEPCIONAL VALOR DIDÁCTICO SUMA (INPAT)	18,4 7,8 8,8 35,0
		IN CULEST	VALOR FISIONÓMICO ESTRUCT. VALOR CULTURAL ESTRUCT. SUMA (INCULEST)		1,9 4,6 12,9	1,9 3,8 11,4
			SUMA INCUL		47,9	44,3
	SUMA (INCON)		188,4	197,2		
	PRIORIDAD DE CONSERVACIÓN	PRESIÓN DEMOGRÁFICA (DEM)		2,7	1,0	
		ACCESIBILIDAD-TRANSITABILIDAD (ACT)		4,8	4,3	
		AMENAZAS ALTERNATIVAS (ALT)		3,0	3,1	
		FACTOR GLOBAL DE AMENAZA (AM)		10,4	8,4	
		PRICON		1.967,6	1.648,9	

Tabla 3. Puntuaciones por criterios en los dos ámbitos de estudio (Urdaibai y Ataun). Elaboración propia.

En lo concerniente al interés de conservación, la puntuación global del interés fitocenótico es superior para Ataun, que presenta un alto nivel de diversidad, mientras que Urdaibai muestra unas puntuaciones algo más modestas. En el resto de criterios no existen grandes diferencias. En el caso de Ataun no se detectó ningún taxón exótico mientras que en Urdaibai se anotó la presencia de *Prunus laurocerasus* y *Trachycarpus fortunei*, lo que resta dentro del criterio de naturalidad.

El interés territorial muestra una gran diferencia entre ambas facies de encinar que reside, sobre todo, en el criterio de rareza: a nivel de especie, Ataun cuenta con mayor número de taxones raros, muy raros y/o escasos que Urdaibai (50 frente a 32); a nivel de formación, Urdaibai no puntúa por ubicarse en el sector costero, jurisdicción genuina de esta agrupación vegetal, mientras que Ataun sí lo hace por emplazarse en el interior. Por otra parte, si bien ninguno de los dos encinares contiene taxones relícticos sí que aparecen algunos endemismos. En cuanto al carácter finícola a nivel de formación, el encinar de Ataun puntúa por encontrarse en su límite más meridional y oriental de distribución, cosa que no sucede en el caso de Urdaibai; en tanto que, a nivel de especie, ambas localizaciones contienen taxones finícolas.

En cuanto a los criterios de rai-gambre mesológica, los guarismos son bastante similares en ambas facies de encinar, adquiriendo alta consideración en criterios como el geomorfológico, el hidrológico o el edáfico. Las elevadas pendientes y el escaso suelo hacen que el encinar cumpla una importante

labor protectora frente a los procesos erosivos a la vez que garantiza un buen tránsito del agua de precipitación hacia el sustrato, fija el poco suelo existente y aporta abundante materia orgánica. También garantiza una carga faunística notable, que encuentra en él refugio y buena producción frutescente; a lo que hay que sumar el hecho de que alberga especies de querencia mediterránea difíciles de ver por el sector atlántico.

En lo referente a los valores estructurales, tampoco existen grandes diferencias. El encinar es rico en estratos, pero no tanto en la diversidad de especies por estrato; lo que es más acusado en Urdaibai, donde lo tupido del vuelo depaupera el sotobosque. También existe un buen número de microambientes en relación a hábitats rupícolas e hipógeos, abundancia y diversidad de líquenes, briofitos y hongos o troncos añosos. Las puntuaciones derivadas de la conectividad y extensión de las manchas de encinar cantábrico tampoco son despreciables y sí muy similares.

Sumados estos cuatro grupos de criterios, el resultado es un interés natural de 140,5 puntos para el encinar de Urdaibai y 152,9 para el de Ataun. Se trata de registros relativamente altos si los comparamos con las 200 formaciones estudiadas a escala global hasta la fecha (Lozano et al., 2020).

En lo relativo al interés cultural, el patrimonial resulta elevado en razón del alto interés perceptual obtenido, en los dos casos, por medio de encuestas a la población. En cuanto al valor etnobotánico, aunque buena parte de los usos ancestrales se han perdido o se encuentran en decadencia, el encinar sigue siendo utilizado de forma soste-

PARÁMETROS	Urdaibai	Ataun	P 25	P 50	P 75	P 100
INFIT	41,9	45,6	28	39	42,223	48,5
INTER	8,6	17,3	2,15	6,1	12,578	28,89
INMES	53,4	55,1	37,8	46	51,378	60
INEST	36,6	35	15,25	19	23,93	92,88
INNAT	140,5	152,9	87,25	112,15	130,1	186
INPAT	35	32,9	18,9	25	30	40
INCULEST	12,9	11,4	4	5,65	8	17,16
INCUL	47,9	44,3	24	30,25	36,23	54
INCON	188,4	197,2	111,85	142,4	163,65	228,08
AM	10,4	8,4	8	12	15,275	26
PRICON	1.967,6	1.648,9	1.129	1.602	2.103	4.288

Tabla 4. Puntuaciones parciales y globales registradas por el encinar cantábrico de Urdaibai y Ataun y percentiles de las 200 formaciones valoradas a escala global. Elaboración propia.

nible por la ganadería extensiva, ofrece frutos y hongos bien apreciados y, por ende, registra altas a muy altas puntuaciones. El valor pedagógico es también notable de cara a explicar cuestiones como la regeneración vegetal del propio encinar, las costumbres y tradiciones asociadas al mismo e, incluso, la historia botánica de su origen, evolución o desarrollo a partir de las actividades humanas. Con todo ello, el cómputo de puntos es ligeramente superior en Urdaibai que en Ataun (35 a 32,9).

Sumados los guarismos naturales y culturales se obtiene el interés de conservación, que es ligeramente superior en Ataun frente a Urdaibai (197,2 a 188,4 puntos).

En lo concerniente a la prioridad de conservación, que multiplica el interés de conservación por el grado de amenaza a la que se enfrentan las agrupaciones vegetales, los tres parámetros que conforman este último valor presentan, afortunadamente, puntuaciones

modestas. La densidad de población es superior en Urdaibai que en Ataun; lo mismo que la accesibilidad y transitabilidad; en tanto que las amenazas alternativas son similares, pues mientras Urdaibai es una zona protegida Ataun conforma un área relativamente inaccesible y de fuertes pendientes. No obstante, la aparición de cierto excursionismo incontrolado, el depósito clandestino de basuras y la introducción de plantas xenófitas en las inmediaciones pueden ser los riesgos más alarmantes. Fruto de estos bajos niveles de amenaza aparecen puntuaciones de prioridad de conservación relativamente bajas (1.967,6 de Urdaibai frente a 1.648,9 de Ataun).

La Tabla 4 recoge los valores parciales y finales registrados en Urdaibai y Ataun y los percentiles de las 200 formaciones valoradas y diagnosticadas a escala global (Lozano et al., 2020).

## 5. Conclusiones

La metodología LANBIOEVA constituye una potente herramienta de inventariado y valoración biogeográfica que, en esta ocasión, se ha aplicado a una agrupación vegetal tan característica de la cornisa cantábrica como es el encinar de *Quercus ilex* subsp. *ilex* en dos de sus facies. Se ha conseguido, de esta forma, alcanzar el objetivo planteado para esta comunicación y completar el catálogo de formaciones inventariadas y valoradas a escala global.

El encinar costero (Urdaibai) y el de interior (Ataun) alcanzan puntuaciones similares en lo concerniente al interés de conservación. El primero destaca en

valores culturales y el segundo lo hace, aún más, en diversidad, rareza —tanto a nivel de especies como de formación— y carácter finícola. En cualquier caso, ambas se sitúan en el percentil último, el de mayores puntuaciones a escala global.

Por lo que a la prioridad de conservación se refiere, las puntuaciones sobre los tres parámetros de amenaza son relativamente reducidas en ambos casos. El encinar de Urdaibai, pese a enclavarse en un espacio protegido, registra un cómputo de amenaza más elevado que el de Ataun, que carece de ella, por lo que se recomienda al gestor la aplicación de alguna figura de protección y correcta gestión.

## 6. Referencias

- ARANBARRI, J. E. IRIARTE-CHIAPUSO, M. J. (2019): «Persistencia del bosque esclerófilo en la franja costera vizcaína durante el Pleistoceno superior y el Holoceno». En Lozano, P. J., Latasa, I., Varela-Ona, R., Servert, R. y Alonso, E.: *Itinerarios Geográficos por Euskal Herria. Libro homenaje al profesor Guillermo Meaza*. Donostia-San Sebastian, Fundicot, pp 101-122.
- DIÁZ, M. C. (2019): *Aplicación de la metodología LANBIOEVA a la valoración biogeográfica de las dehesas de Ciudad Real y sus dinámicas de abandono e intensificación. El ejemplo del Campo de Calatrava y los Montes de Ciudad Real*. Ciudad Real, Universidad de Castilla La Mancha.
- LOZANO, P. J. y LATASA, I. (2015): «Valoración biogeográfica de los paisajes del suelo rústico de Mutriku (Guipúzcoa) de cara a su ordenación y gestión», en De la Riva, J.; Ibarra, P.; Montorio, R. y Rodrigues, M.: *Análisis espacial y representación geográfica: innovación y aplicación*. U. de Zaragoza, pp 1063-1072.
- LOZANO-VALENCIA, P., VARELA-ONA, R., LATASA, I., LOZANO, A., MEAZA, I. (2020): «Biogeographical valuation of global plant landscapes using the «lanbioeva» (landscape biogeographical evaluation) methodology», 34th International Geographical Congress. Istanbul 2020, pp. 174-188.
- MEAZA, G. (1988): «Fitogeografía del Encinar Cantábrico de la Ría de Gernika: pirámides de vegetación», *Lurralde: Investigación y espacio*, 11, 103-121. <http://www.ingeba.org/lurralde/lurranet/lur11/11meaza2.pdf>
- MEAZA, G. (1991). La impronta mediterránea en la vegetación del País Vasco. *Carrascales y encinares. Boletín de la AGE* 13: 45-74.
- MEAZA, G. y ZAPATA, L. (1998): «Procesos de antropización y cambios en el paisaje vegetal del País Vasco atlántico en la Prehistoria reciente: su incidencia en la expansión de hayedos y encinares», *Munibe. Ciencias Naturales*, 50, 21-36. <http://www.aranzadi.eus/fileadmin/docs/Munibe/1998021035CN.pdf>
- MEAZA, G., LOZANO, P. J. y VARELA-ONA, R. (2020): *Biodiversidad, Paisaje y Gestión Ambiental. Itinerarios biogeográficos por el País Vasco y territorios aledaños*. Tirant Humanidades. Valencia.

## LA REAL CABAÑA DE CARRETERÍA EN LA GEOHISTORIA DE LAS FORMACIONES DE *PINUS SYLVESTRIS* DE LOS ALTOS TORMES Y ALBERCHE: EDAD DE ORO DEL ALTO GREDOS NORTE

Jesús Moreno Arriba

### Resumen

Un estudio geohistórico de las actividades comerciales del Alto Gredos norte (Ávila, España) no puede soslayar el relevante papel representado por la Real Cabaña de Carretería. Así, la revisión bibliográfica, documental y la investigación geográfica de la dinámica de los usos del suelo y de la evolución de la población, pone de relieve que este sistema de transporte vinculado a la Corona, y sustentado en el aprovechamiento de los recursos naturales forestales de los pinares (*Pinus sylvestris*) de las cabeceras de los altos Tormes y Alberche, marcó desde el siglo XV el ritmo vital de los pueblos del sexmo de La Sierra de la Comunidad de Villa y Tierra de Piedrahíta, irradiando el periodo de mayor esplendor socioeconómico de su historia. Sin embargo, mediado el siglo XIX se diluye una actividad que podría haber tenido continuidad con aprovechamientos silvícolas más trascendentes que los actuales, de un alcance económico muy limitado.

**Palabras clave** *Sierra de Gredos, despoblación rural, alternativas, recursos naturales forestales, carretería*

### Abstract

The Real Cabaña de Carretería in the geo-history of the *Pinus sylvestris* formations of the uppers Tormes and Alberche rivers: Golden age of the Alto Gredos norte

A geo-historical study of the commercial activities of Alto Gredos norte (Ávila, Spain) cannot ignore the relevant role played by the Real Cabaña de Carretería. Thus, from the bibliographical, documentary review and geographical research of the dynamics of land use and the evolution of the population, highlights that this transport system linked to the Crown, and sustained in the use of the natural forest resources of the pine forests (*Pinus sylvestris*) of the uppers Tormes and Alberche rivers, since the XV century it marked the vital rhythm of the towns of the sexmo of La Sierra of the Community of Villa y Tierra de Piedrahíta, radiating the period of greatest socio-economic splendour in its history. However, in the middle of the 19th century, an activity that could have continued with more important silvicultural uses than the current ones, of a very limited economic scope, was diluted.

**Keywords** *Sierra de Gredos, rural depopulation, alternatives, forest natural resources, carretería*

<sup>1</sup>Institución de Estudios e Investigaciones Científicas Gran Duque de Alba (IGDA). [jmorenoarriba@usal.es](mailto:jmorenoarriba@usal.es)

## 1. Introducción

Dentro de un contexto mundial globalizado, el modelo de desarrollo imperante desde hace décadas, tendente a la concentración y al crecimiento de las grandes aglomeraciones urbanas, junto a «las condiciones de competitividad impuestas a los espacios productivos en la segunda mitad del siglo XX en España provocaron la crisis definitiva de los sistemas tradicionales rurales, acreando una profunda crisis demográfica que ha resultado especialmente grave en muchas de las provincias españolas interiores» (Sánchez, 2004: 126).

Así, a partir de la revisión bibliográfica, documental y la investigación geográfica implementada, se pone de relieve que en las áreas de montaña ibéricas periféricas de interior, eminentemente agrosilvopastoriles y económicamente en declive, como son los altos Tormes y Alberche (Ávila, Castilla y León, España), tras la crisis definitiva de los sistemas económicos tradicionales rurales en la segunda mitad del siglo XX, la crisis de despoblación continúa transformada en una crisis de envejecimiento y agotamiento demográfico estructural que compromete la vitalidad futura de la sustentabilidad integral (socioecológica, socioeconómica y sociocultural) en estos territorios de la vertiente septentrional de la sierra de Gredos, como sucede en la mayoría de medio rural español. Así, entre otras problemáticas, ya se han sobrepasado los umbrales de despoblación, peligra la explotación de los recursos endógenos disponibles, y está en juego el control racional del territorio, tanto desde sus dimensiones ecológicas y paisajísticas como de su óptimo aprovechamiento productivo.

Conjuntamente, una revisión de las actividades comerciales y de transporte gredenses no puede soslayar el relevante papel representado por la Real Cabaña de Carretería. No en vano, la evolución de este proceso transportista-comercial, sustentado fundamentalmente en el aprovechamiento económico ecocultural de los recursos forestales las formaciones de *Pinus sylvestris* de las cabeceras de los ríos Tormes y Alberche, principal objeto de estudio de este trabajo de investigación, situadas en el Alto Gredos norte, no solo proporcionó al campesinado de estas comarcas agrónomicamente muy precarias un vital mediodo de vida, sino que de sus prácticas socioterritoriales y socioeconómicas brotaron los pilares del progreso contemporáneo.

Este sistema de transporte vinculado a la Corona, cimentado sobre la riqueza forestal pinariega de las manchas de *Pinus sylvestris* del conjunto municipal del Alto Gredos norte, marcó desde el siglo XV el ritmo vital de los pueblos del sexmo de La Sierra de la Comunidad de Villa y Tierra de Piedrahíta, irradiando el periodo de mayor esplendor socioeconómico de su historia.

Por tanto, a partir de la implementación de un abordaje metodológico, con un propositivo enfoque transdisciplinario, basado en una revisión de la documentación histórica y la bibliografía disponible, se ha analizado e interpretado el extraordinario significado que los muy localizados recursos naturales pinariegos locales de las subcuencas hidrográficas altas de los ríos Tormes y Alberche tuvieron, en un determinado periodo

histórico, dentro del sistema económico rural tradicional serrano; tanto desde una mirada natural como *ecocultural* en el conjunto del Alto Gredos norte y, como nos ilustra Martínez de Pisón (1990: 19-20), de unos valles adyacentes y unas sierras que prolongan y enmarcan a este núcleo territorial y cualitativo.

Todo lo reseñado en el párrafo anterior, con el propósito de seguir arrojando luz para un mejor conocimiento de cuestiones de amplio sentido biogeográfico como son, entre otras, la deforestación de las sierras de Gredos, la evolución de las formaciones de pino albar (*Pinus sylvestris* L.) de la vertiente septentrional del macizo central de Gredos, las causas del acantonamiento de los reductos de estos pinos de Valsain, etc.

Entre los resultados que se desprenden de este trabajo de investigación, en curso pero aún muy incipiente, se ha podido registrar como la casi completa regresión arbórea en altitudes entre 1400 y 1600 m s. n. m. estaría directamente vinculada a fenómenos, procesos y prácticas antrópicos como: la proliferación de agostaderos trashumantes, desde tiempos medievales acotados en la forma jurídica de dehesas de altura; la creación de La Mesta (1273); los incendios para la obtención pastos; las talas abusivas, el descenso de la regeneración natural del bosque, al ser comidos los brotes y semillas de pino por el ganado; o, más posteriormente, las desamortizaciones civiles *versus* la reducción de los montes públicos.

En cambio, también se ha constatado que el surgimiento de una explosión vegetativa a finales del siglo XV, conocida como «la multiplicación de la gente», también significará un factor disruptivo

del equilibrio sionatural para asegurar el autoabastecimiento de las economías domésticas del campesinado. En este sentido, este grupo social, mayoritario, una vez más, se verá en la compleja encrucijada de tener que buscar *nuevas alternativas* para su mantenimiento o tomar el camino de la emigración.

En consecuencia, uno de los principales objetivos específicos de esta investigación es ofrecer una aproximación a la remembranza geohistórica de la Real Cabaña de Carretería y de su base biogeográfica, los pinos albares del Alto Gredos norte, mediante el estudio de esta significativa expresión del plural patrimonio natural y ecocultural rural. Su mejor conocimiento facilitará establecer, además de otras intervenciones, su *reconocimiento interno y externo*, así como posibilitará su *transmisión y continuidad*, puesto que:

Sin duda, ese es uno de los valores que todos, independientemente de donde vivamos, no nos deberíamos permitir perder. No podemos privar a las futuras generaciones de ese ingente patrimonio, porque esas son nuestras raíces. Nuestra arquitectura popular, nuestras tradiciones y costumbres, nuestros paisajes y [...] nuestro modo de vida (The Ecologist, 2019).

Por tanto, «es necesario evitar la destrucción de un rico patrimonio natural y cultural, tanto por una actitud ética como por la necesidad de preservar y manejar racionalmente unos recursos que pueden servir de base para mejorar el nivel de vida de los habitantes de estas sierras» (Troitiño, 1990: 78) y/o, «aunque solo sea por dejar constancia de su paso por nuestra historia, contribuyen-



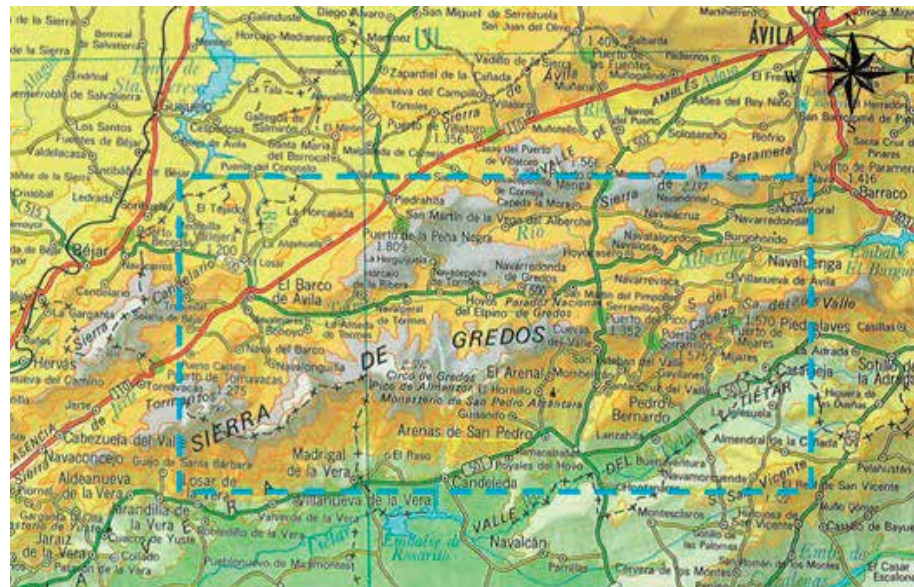
do con su labor impagable al desarrollo de nuestra tierra, creando riqueza, pero también acervo cultural y, en definitiva,

contribuyendo a ser como somos» (Palomar y Merino, 2010: 6).

## 2. Área de estudio: Altos Tormes y Alberche (Gredos norte, sistema Central, Ávila, España)

En la articulación del territorio de la actual provincia de Ávila (Castilla y León, España) resalta el protagonismo de tres grandes *bloques estructurales* que, por un conjunto de *fracturas tectónicas* transversales, se subdividen en otras menores, rompiendo la continuidad de la cordillera, compartimentando el territorio y aportando diversidad y riqueza al patrimonio ecocultural abulense. Estas tres unidades mayores del relieve del interior de la península Ibérica son: el Sistema Central y dos cuencas sedimentarias, la del Tajo, al sur, y la del Duero, al norte (Mapa 1).

El sistema Central es una cadena montañosa que actúa como barrera orográfica y divisoria de las cuencas hidrográficas de los ríos Duero y Tajo, y encrucijada de caminos entre las mesetas norte y sur. En este sistema montañoso de relieve fuertemente *compartimentado*, contrastan bloques hundidos, fosas o *graben* con *horst* o *sierras* levantadas encima de los 2000 m s. n. m., como las de Ayllón, Somosierra y Guadarrama, al nordeste; Peña de Francia, Gata, Estrella y Lousa, al suroeste; o Gredos y Béjar-Candelario, al sur.



Mapa 1. Entorno geográfico más inmediato del conjunto del área de la Sierras de Gredos. Fuente: Mapa alojado en <https://turismogredosnorte.com/gredos/geografia>.

### 2.1. Sierras de Gredos: espacio regional ibérico intermedio, de transición, relación y contacto

En el relieve de las sierras de Gredos el estilo tectónico principal es el de fractura, lo que origina un sistema de *horst-graben* de grandes proporciones. Fundamentalmente, las fracturas S-N se comportan como *transversales* a los principales relieves E-W, produciendo interrupciones en los mismos en forma de puertos o collados; así como acentuadas alteraciones zonales de su relieve y altitud relativa. Estas características orográficas estructurales representan soluciones de continuidad que han propiciado que ancestralmente Gredos se haya erigido como un espacio intermedio, de transición, de contacto y de relación entre áreas de economías divergentes pero complementarias.

### 2.2. Delimitación espacial del área geográfica de investigación

Dentro del espacio geográfico que configura a la comarca de El Barco-Piedrahíta-Alto Gredos norte o valles altos de los ríos Tormes (afluente del Duero) y Alberche (tributario del Tajo), todo su territorio se articula en torno a las subcuencas hidrográficas de las cabeceras de estos dos cursos fluviales abulenses, cuyas fuentes primigenias emanan en las faldas y altiplanos de la vertiente septentrional de la sierra de Gredos y, más concretamente, dentro del área del Alto Gredos norte (Mapa 1).

La cuenca hidrográfica, aparte de un excepcional soporte físico para la regionalización, puede ser también un interesante ámbito espacial para la gestión integral del medio, organizándola en torno al elemento integrador del agua. De esta forma,

como señala Martínez de Pisón (2004:45), los ríos tienen, en primer lugar, una evidente entidad como ejes de culturas, de civilizaciones, de caminos; segundo, como soportes de células de comarcas funcionales; tercero, por la misma posibilidad del básico uso del agua y, cuarto, por la adaptación del sistema territorial humano a los sistemas múltiples interconectados como canales terrestres de sus redes de valles en cada cuenca hidrográfica, dando lugar a entidades históricas asociadas a regiones físicas, como ocurre en la comarca El Barco-Piedrahíta-Alto Gredos norte, con una gran parte de su germen territorial actual en la institución medieval del Señorío de Valdecorneja (Mapa 1).

Siguiendo a Luis (2008: 303) debemos señalar que, con una amplitud aproximada de 664 km<sup>2</sup>, la Comunidad de Villa y



Mapa 2. Configuración de los sexmos de la Comunidad de Villa y Tierra de Piedrahíta a partir del siglo XVI. Fuente: Celestino Leralta de Matías, en Luis, 2008: 305.

Tierra de Piedrahíta abarcaba un espacio geográfico con una acentuada heterogeneidad, en el que a grandes rasgos se pueden distinguir al menos dos comarcas bien contrastadas: Lo Llano y La Sierra. En La Sierra se integraba gran parte del territorio de los valles altos de los ríos Tormes y Alberche, hasta el siglo XVI en que se dividió en dos: sexmo de La Ribera y sexmo de La Sierra (Mapa 2).

Dentro de este marco socioterritorial y político-administrativo, citar en las siguientes líneas las reflexiones que Luis (1987: 449-450) dedica a la creciente importancia de los servicios de transporte en su obra *Comunidad de Villa y Tierra de Piedrahíta en el tránsito de la Edad Media a la Moderna* (1987):

El transporte era el servicio que estaba mejor organizado en la villa y tierra, hasta tal punto que, además de cubrir las necesidades internas, las carretas del sexmo de La Sierra (concejos de Navarredonda, Hoyos del Espino, San Martín del Pimpollar, San Martín de la Vega y La Garganta

del Villar) se contrataban para realizar servicios de transporte en lugares muy alejados de esta zona. Las bases de la carretería en la Edad Media eran los pinares, la industria de construcción de carretas, sobre todo en Navarredonda y Hoyos del Espino, y la abundancia de ganado muy adecuado para el tiro, la raza avileña-negra-ibérica. Muchas carretas acompañaban a los ganados cuando trashumaban a Extremadura, y así también llevaban uncidos las vacas y bueyes, pero con la diferencia de que estos animales producían un beneficio añadido: al ir a Extremadura los ganaderos llevaban en las carretas paños, cueros y productos artesanales de El Barco de Ávila, Piedrahíta y La Horcajada, que no habían podido ser vendidos en sus ferias, y a la vuelta volvían las carretas cargadas de productos extremeños y de las tierras de las villas de Candelada, Arenas de San Pedro y Mombeltrán y de la ciudad de Plasencia (Luis, 1987: 449-450).

### 3. Metodología y materiales del proceso de investigación

Esta investigación se basa en un abordaje metodológico cimentado en una exhaustiva revisión bibliográfica y documental sobre el territorio y las temáticas objeto de observación, además de en un estudio previo e implícito de la dinámica de los usos del suelo y las actividades agrosilvopastoriles (1950-2010). En este análisis relacional se recurrió a fuentes como los censos agrarios entre 1962 y 2009, los mapas de abastecimientos y transportes de 1949 y la reseña estadística de la provincia de Ávila (1955). Por su parte, el conocimiento de

la evolución demográfica se sustenta en fuentes primarias como el noménclator de población, los censos generales de la población española (1900-2011) y el padrón municipal de habitantes. Al efecto, destacar la doble mirada, como geoantropólogo y persona ligada al medio rural agrario, del investigador, descendiente de humildes campesinos y pastores trashumantes de la encrucijada de caminos abulenses, salmantinos y cacerreños, en Valdebeçedas, confluencia de las sierras de Gredos y Béjar-Candelario.

## 4. Discusión de los resultados de investigación

### 4.1. La riqueza forestal pinariega del Alto Gredos norte

Parafraseando a Martín (2008), los pinares eran, en efecto, junto a los pastos de verano, el recurso natural más importante de las tierras de Gredos. Y más valioso cada vez, a medida que se fue consumando la deforestación de las zonas llanas de la Meseta y de los valles abiertos de la sierra, tras el largo e intenso proceso de repoblación y colonización agraria llevado a cabo durante la Edad Media. De este modo,

«Tanto los pinares de la villa y tierra como los pinares de los concejos del sexmo de La Sierra producían anualmente una buena cantidad de madera y la corta, el labrado y el transporte de pinos proporcionaban, por consiguiente, recursos y actividad a un buen número de habitantes de la zona. Era una forma de complementar los ingresos de las economías familiares, cuando no la dedicación exclusiva, de muchos vecinos de los pueblos de La Sierra (Martín, 2008: 377)».

Así, «cualquier vecino que tuviera un par de bueyes, o mejor de vacas, podía trashumar con ellos uncidos a una carreta, cargarla de mercancías a la ida y a la vuelta, y trabajar con ella mientras duraba su estancia en Extremadura» (Martín, 2008). Además, este acentuado desarrollo de la actividad de transporte y/o comercio carreteril:

«Se vio favorecido por la obtención por parte de los carreteros de Gredos de exenciones en el pago de portazgos en tierras vecinas como consecuencia de las vecindades establecidas entre las villas y los acuerdos firmados entre sus señores. Y, sobre todo, por los

privilegios de carácter general concedidos por los reyes a los carreteros con el fin de desarrollar el transporte en el reino y poder contar con sus servicios en caso de necesidad: transporte de armas e impedimenta en caso de guerra y artículos de consumo para abastecimiento de ciudades en tiempos de paz. A tal fin, por una ley fechada en Medina del Campo en 1497, los Reyes Católicos aseguraban a todos los carreteros el tránsito libre de sus carretas por los términos de todas las ciudades, villas y lugares del reino (Martín, 2008: 377)».

Dentro del conjunto de Gredos, en las fosas de los altos Tormes-Alberche las especies arbóreas se emplazan en cotas inferiores (1.100-1.300 m s. n. m.) a las que bioclimáticamente podrían desarrollarse. En este sector de la vertiente septentrional gredina el roble (*Quercus pirenaica*) y el pino silvestre (*Pinus sylvestris*) aparecen entremezclados altitudinalmente (Figura 1). A su vez, distintos métodos y técnicas en Biogeografía ponen de relieve que sus sierras estuvieron más pobladas de árboles que actualmente.

Sin embargo, la mayor parte de estos montes arbolados fueron extinguidos, dejando montes residuales muy localizados. Por debajo de los 1600 m s. n. m., en la actualidad únicamente aparecen manchas de pino silvestre en los municipios de Navarredonda de Gredos (Barajas) y Hoyos del Espino (Alto Tormes) y Hoyocasero (Alto Alberche). Esta tercera masa constituye un islote de una gran importancia botánica, al ser el más occidental del sistema Central





Figura 1. Pisos bioclimáticos y de vegetación en la sierra de Gredos.

ibérico si se prescinde de los de repoblación. El pinar albar, como el pinaster en la vertiente meridional gredense, presenta un estado antropogénico, obedeciendo quizás a razones más sociales o culturales que naturales.

#### 4.2. La multiactividad: base del sistema económico tradicional rural serrano de subsistencia

Como señalan Palomar y Merino: «Arrieros y carreteros constituyeron una clase humilde, procedente de las comarcas más pobres, que encontraron en el transporte y en el comercio un medio de vida que no les proporcionaban los escasos recursos agrícolas de su territorio» (Palomar y Merino, 2010: 5). En este aspecto, desde el siglo XVI, la diversificación de las actividades económicas se convirtió en una óptima y vital solución socioecológica y/o ecocultural endógena a los problemas generados por el aumento de la presión demográfica —«la multiplicación de la gente»— sobre la tierra disponible en el siglo XV.

Esta multiactividad o policultivo laboral, será el factor decisivo que permitirá a

las unidades domésticas gredinas combinar las labores agrícolas, ganaderas, forestales, el transporte y el comercio. Un recurso interno ecosocial que permitió «mantener a largo plazo el ritmo de crecimiento de los pueblos de montaña en el siglo XVI y durante los siglos siguientes en la Edad Moderna» (Martín, 2008: 381). En este contexto, y como advierte Llorente, es necesario insistir sobre «el carácter multívoco de la dedicación laboral de los serranos en el pasado; esta parece ser una solución adecuada ante los magros que se podían obtener de unas explotaciones agrarias generalmente pequeñas y poco intensivas» (Llorente, 1995: 142).

De todos modos, como explican Palomar y Merino (2010: 5), carreteros y arrieros surcaron durante siglos caminos y veredas imposibles, facilitando la comunicación entre aldeas, villas y ciudades de intransitables caminos. Antiguas calzadas romanas, caminos de barro y puertos infranqueables ponían en contacto las dos mesetas centrales con la costa cantábrica, Madrid o Andalucía, al ser recorridos con perseverante tenacidad por reatas de mulos y pollinos cargados con pescado,

trigo, sal, lienzos, pellejos o tocino. Así, además de desempeñar sus labores de abastecimiento y comercio entre territorios y rutas específicas, diversos grupos de arrieros cumplieron un papel imprescindible en el abasto interno de sus propias comarcas (Fotografía 1).

Sin embargo, «la mejora en los medios de transporte y la construcción de carreteras —sobre todo durante los años veinte y treinta de este siglo [XX]— redujeron esta actividad del acarreo tradicional» (Llorente, 1995: 146); el cual durante centurias fue la médula esencial del intercambio mercantil entre pueblos, villas y ciudades, así como con otros países ve-

cinos como Francia y Portugal. También «la llegada del ferrocarril, a mediados del siglo XIX, supuso el principio del fin para los arrieros y trajineros, que durante tantos años habían monopolizado el tráfico mercantil en la península Ibérica» (Heras, 2007: 59).

De esta forma, «se pierde, a mediados del siglo XIX, la memoria documental de una actividad que pudo dar origen a empresas económicas de transformación o de transporte más importantes. De todo ello solo queda un aprovechamiento forestal, con serrerías, de escaso alcance económico» (Barrientos, 1978: 206).



Fotografía 1. Carros tirados por vacas de la raza autóctona avileña-negra-ibérica y las murallas medievales de Ávila. Fuente: vista de la Puerta del Adaja de Charles I. Freesto, 1929 (izquierda) y Pelayo Mas Castañeda, 1928 (derecha). Colección José Luis Pajares.

## 5. Conclusiones

Así pues, recapitulando, recordar que ya desde el siglo XVI el trabajo y transporte de la madera de los pinares albares locales se convirtió en una de las principales actividades económicas de los pueblos de La Sierra, como solución vital a los problemas generados por el aumento de la presión demográfica sobre las tierras de cultivo cerealista disponibles durante el siglo XV. Esta salida, además, les iba a permitir combinar de forma integral y sustentable (ecológica,

productiva y socialmente) las labores agrosilvopastoriles; es decir, los trabajos agrícolas, los pecuarios y la explotación silvícola de las formaciones de *Pinus sylvestris* de los altos Alberche y Tormes, junto con el desarrollo del transporte y el comercio carretero, tanto a cortas como a largas distancias.

De este modo, quienes lograron integrar sustentablemente todos los recursos naturales y ecoculturales del Alto Gredos norte en una actividad empresarial úni-

ca, si bien compleja, encontraron la vital solución. Las carretas que acompañaban desde tiempo atrás a los rebaños trashumantes cargadas de madera o de sal para los pastores y el ganado o para traer mercancías a las villas y a los pueblos del Señorío de Valdecorneja aportaron el modelo a seguir. Así, paulatinamente la carretería, que permitía combinar la trashumancia del ganado, la saca de la madera de *Pinus sylvestris*, el transporte de mercancías y la comercialización de productos, se convirtió durante el siglo XVI en la actividad fundamental de muchos vecinos de los pueblos del sexmo de La Sierra de la villa y tierra de Piedrahíta. Ello, además, determinará la configuración socio-laboral histórica de un verdadero gre-

mio en estas tierras altogredenses, los carreteros, muy floreciente, durante los siglos XV al XIX. Por tanto, «no es de extrañar la larga tradición de las llamativas puertas carreteras de casas y corrales de los pueblos de Gredos y de la cabecera del Alberche» (Martín, 2008: 381).

En suma, parece fundamental que este inestimable patrimonio local, comarcal, regional y nacional, tanto natural como ecocultural, sea recuperado, conocido, reconocido y puesto en valor en cuanto a recurso biogeográfico ecosocial, geoantropológico, socioeconómico, y/o bioturístico, además de, como factor de cohesión socioterritorial interregional, estatal, europea e, incluso, planetaria.

## 6. Referencias

- BARRIENTOS, G. (1978). *El Valle Alto del Tormes (Gredos y Aravalle)*. Estudio Geográfico, Ávila, Caja Central de Ahorros y Préstamos de Ávila.
- GONZÁLEZ, J. L. y PARRA, F. (1990). *Gredos, hombre y naturaleza*. Madrid, FONAT.
- HERAS, V. (2007). *Agricultura y medio rural. oficios para el recuerdo*. Madrid, MAPA.
- LLORENTE, J. M. (1995). *Tradición y crisis en los sistemas de explotación serranos. El ejemplo de las Sierras de Gata y Francia*. Salamanca, Ediciones de la Diputación de Salamanca.
- LUIS, C. (1987). *La Comunidad de Villa y Tierra de Piedrahíta en el tránsito de la Edad Media a la Edad Moderna*. Ávila, Institución Gran Duque de Alba.
- LUIS, C. (2008): «El Señorío de Valdecorneja», en Del Ser Quijano, G. (Coord.): *Historia de Ávila III. Edad Media (siglos XIV-XI)*. Ávila, Institución Gran Duque de Alba y Caja de Ahorros de Ávila, pp. 275-370.
- MARTÍN, G. (2008): «Un modo de vida en tierras del Duque: los carreteros de Gredos», en Del Ser Quijano, G. (Coord.): *Congreso V Centenario del Nacimiento del III Duque de Alba, Fernando Álvarez de Toledo*. Actas. Ávila, Institución Gran Duque de Alba y Diputación de Salamanca, pp. 373-381.
- MARTÍNEZ DE PISÓN, E. (1990). «Unidades naturales», en Arenillas, T. (Coord.): *Gredos. La Sierra y su entorno*. Madrid, MOPU, pp. 19-48.
- MARTÍNEZ DE PISÓN, E. (2004): «Las cuencas hidrográficas: revisión histórica de su uso como soporte físico de la regionalización», *Ambienta*, 44, 44-49.
- PALOMAR, F. J. y MERINO, M. L. (2010). *Arrieros y Carreteros. Por los viejos caminos de Castilla y León*. Laguna de Duero (Valladolid), Ediciones La Horaca.
- SÁNCHEZ, J. (2004): «Profundización de la crisis demográfica en áreas rurales desfavorecidas. El ejemplo de Albacete (Castilla-La Mancha)», en Sánchez, J. y Kukorelli, S.I. (Coords.): *IV Seminario Hispano-Húngaro. Nuevos problemas regionales y retos para el siglo XXI*. Madrid, UNED, pp. 125-146.
- The Ecologist (2019): «Consecuencias medioambientales del éxodo rural. Toma nota y actúa en consecuencia», *The Ecologist*, 76. <http://theecologist.net/consecuencias-medioambientales-del-exodo-rural-toma-nota-y-actua-en-consecuencia/>. Consulta 23 de septiembre de 2018.
- TROITIÑO, M. Á. (1990): «El Sistema Central», en Cabo, Á. y Manero, F. (Coords.): *Las Comarcas Tradicionales de Castilla y León*. Valladolid, Ámbito, pp. 79-139.

# BLOQUE 4

## RETOS Y DESAFÍOS: BIODIVERSIDAD, RIESGOS NATURALES E IMPACTOS AMBIENTALES



# EVOLUCIÓN DE LA POBLACIÓN DE CHARRANCITO COMÚN *STERNULA ALBIFRONS* (LATHAM, 1787) EN EL PARQUE REGIONAL DE LAS SALINAS Y ARENALES DE SAN PEDRO DEL PINATAR (2020-2021)

Gustavo Ballesteros<sup>1,2</sup>, Antonio Zamora<sup>2</sup>, Francisco Belmonte<sup>2</sup>, Daniel Ibarra<sup>2</sup>, Julio F. Fernández<sup>3</sup> y María Monteagudo<sup>3</sup>

## Resumen

Las actuaciones realizadas entre 2000-2021 en las salinas de San Pedro del Pinatar en el marco del proyecto LIFEE-SALINAS, con la creación de 1.800 metros de nuevos diques arenosos de separación de estanques salineros, ha creado nuevos hábitats de cría de *Sternula albifrons*, y la ampliado el área de distribución de *Aphanius iberus*, principal fuente de alimentación de esta especie. También se ha intensificado el control de la población nidificante de *Larus michahellis*. La población reproductora de *Sternula albifrons* antes del desarrollo del proyecto LIFE-SALINAS, presenta un descenso moderado con una media de 225 parejas de 2000-2009 y una media de 215 parejas entre 2010-2018. Tras las actuaciones del proyecto, se observa un incremento de la población con una media de 300 parejas entre 2019-2021. No obstante, es de gran interés evaluar a largo plazo la evolución de la población nidificante.

**Palabras clave** LIFE-Salinas, adecuación hábitats, reproducción, incremento poblacional, seguimiento

## Abstract

Evolution of the population of common charrancito *sternula albifrons* in the regional park of las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar (2020-2021)

The actions carried out between 2000-2021 in the Salinas de San Pedro del Pinatar within the framework of the LIFEE-SALINAS Project, with the creation of 1,800 meters of new sandy dikes separating salt ponds, have created new breeding habitats for *Sternula albifrons*, and the expanded range of *Aphanius iberus*, the main source of food for this species. Control of the nesting population of *Larus michahellis* has also been intensified. The breeding population of *Sternula albifrons* before the development of the LIFE-SALINAS Project, shows a moderate decrease with an average of 225 pairs from 2000-2009 and an average of 215 pairs between 2010-2018. After the actions of the Project, an increase in the population is observed with an average of 300 couples between 2019-2021. However, it is of great interest to evaluate the long-term evolution of the nesting population.

**Keywords** LIFE-Salinas, habitat adaptation, reproduction, population increase, monitoring

<sup>1</sup>Salinera Española y Departamento de Geografía de la UM, <sup>2</sup>Departamento de Zoología de la Universidad de Murcia, <sup>3</sup>Salinera Española y <sup>4</sup>Dirección General de Medio Natural.  
<sup>1</sup>gabp1@um.es

## 1. Introducción

El charrancito común presenta una distribución casi cosmopolita, con seis subespecies reconocidas, de las cuales *albifrons* es la que se localiza en Europa y oeste de Asia, llegando por África hasta Kenia y el oeste del océano Índico. Sus cuarteles de invernada se sitúan a lo largo de la costa atlántica y oriental de África. En la península ibérica la especie aparece como reproductora principalmente en humedales de influencia costera, como numerosos enclaves del litoral levantino y la costa sudatlántica, así como humedales concretos del interior de Extremadura, Castilla-La Mancha y Castilla y León. Se reproduce en áreas abiertas, sobre sustrato arenoso, gravas o arribazones, depositando sus huevos directamente sobre el sustrato. En el litoral sus colonias se sitúan en salinas, playas, dunas, y saladares, mientras que en el interior se ubican en islas u orillas de embalses y lagunas. Se alimenta principalmente de peces de pequeño tamaño, de agua dulce o mar abierto, a los que captura lanzándose en picado tras cernirse durante unos instantes sobre ellos. También puede alimentarse de pequeños invertebrados acuáticos, realizando vuelos rasantes sobre la superficie del agua (Sánchez, 2003, Corbacho *et al.*, 2007).

El charrancito común aparece incluido en el catálogo de Guirao (1859) sobre avifauna murciana del siglo XIX, donde se nombra «Gavina pequeña (*Sterna minuta*): comunísima y abundante en todo tiempo en el Mar Menor, en cuyas inmediaciones nidifica». Un siglo más tarde se sigue reportando su presencia en el entorno del Mar Menor (Bruhn & Jeffrey,

1958), así como su probable reproducción en las Salinas de San Pedro del Pinatar y en las Encañizadas (Navarro-Medina, 1973). Posteriormente, la especie es considerada estival abundante en salinas costeras y riberas del Mar Menor, y migradora por toda la costa de la Región de Murcia (Esteve *et al.*, 1986). En la actualidad el charrancito común se cataloga como estival común en la Región de Murcia, con una distribución como reproductor restringida al litoral del Mar Menor (Calvo *et al.*, 2017), si bien el 90 % de la población reproductora se localiza en el parque regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar. En el interior de la región, la especie ha criado en alguna ocasión en el embalse de Santomera (Ballesteros & Casado, 2007).

En el parque regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar, para criar, la especie selecciona sustratos arenosos o limosos con nula o escasa cobertura de vegetación halófila, formando colonias monoespecíficas o mixtas con otras larolimícolas como pagaza piconegra (*Gelochelidon nilotica*), charrán común (*Sterna hirundo*), avoceta común (*Recurvirostra avosetta*) y cigüeñuela común (*Himantopus himantopus*). Para alimentarse el charrancito común utiliza las balsas salineras, las zonas intermareales, la orilla litoral del Mar Menor e incluso algunas balsas de riego periféricas, capturando pequeños peces como fartet (*Aphanius iberus*), gambusia (*Gambusia holbrooki*) e incluso percasol (*Lepomis gibbosus*) (Ballesteros *et al.*, 2015).

Las primeras aves llegan a lo largo del mes de abril para establecer sus

colonias reproductoras. La migración postnupcial comienza en agosto, extendiéndose hasta octubre. Durante el mes de agosto y principios de septiembre es frecuente observar concentraciones migratorias y premigratorias de charrancito común junto a fumareles comunes y otros láridos en las Encañizadas, Salinas de San Pedro del Pinatar o la orilla litoral de la marina del Carmolí. No obstante, es posible su observación en casi cualquier humedal del entorno del Mar Menor, así como ocasionalmente en balsas de riego del Campo de Cartagena. La escasa información disponible respecto a las áreas de invernada de las poblaciones de charrancito reproductoras en el entorno del Mar Menor, corresponde a dos individuos anillados como pollos en las salinas de San Pedro del Pinatar y recuperados en el delta del río Salum (Senegal) y en las marismas del Odiel (Huelva), respectivamente.

Las actuaciones de conservación realizadas entre 2019 y 2021 en el marco

del proyecto Conservación de los Hábitats y Aves Acuáticas en el LIC y ZEPA ES0000175 Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar LIFE-SALINAS, con la creación de 1800 metros de nuevos diques arenosos de separación de estanque salineros, ha favorecido la creación de nuevos hábitats de reproducción que están siendo utilizados por el charrancito común.

Por otro lado, las actuaciones desarrolladas en el proyecto LIFE-Salinas con la creación de nuevas motas y la recuperación hídrica de 8,3 ha de la charca de Coterillo, ha permitido la ampliación de distribución del fartet (*Aphanius iberus*), fuente principal de alimentación del charrancito común, a lo largo de 152 ha del parque regional.

El objetivo de este trabajo ha sido analizar la evolución de la población de charrancito común durante el periodo 2000-2021, atendiendo a las actuaciones realizadas en el marco del proyecto LIFE-Salinas.

## 2. Área de estudio y métodos

### 2.1. Área de estudio

El parque regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar tiene 6 km de costa y una superficie de 872 ha, de las que 470 ha se dedican a la producción de sal. Están situadas en el área más septentrional de la Región de Murcia, entre los municipios de San Pedro del Pinatar y San Javier, limita al norte con la Comunidad Valenciana (provincia de Alicante), al este con el mar Mediterráneo y al sur con la Manga del Mar Menor (Ballesteros, 2014) (Figura 1).

El Parque se divide en dos grandes unidades, las salinas y las encañizadas. Las salinas ocupan una superficie de 470 ha, conformadas predominantemente por estanques salineros destinados a la producción de unas ochenta mil toneladas anuales de sal. Estas salinas consisten en una red de estanques separados por diques arenosos (motas) e inundados de agua a diferentes grados de salinidad, que aumenta progresivamente desde que se bombea el agua del Mar Menor hasta los estanques

cristalizadores de donde se cosecha la sal. Las Encañizadas, situadas al sur del parque y con una superficie de 177,4 ha, son una zona marismosa de carácter pseudomareal, por donde se produce el intercambio de agua entre el mar Mediterráneo y el Mar Menor.

Las actuaciones realizadas en el marco del Proyecto LIFE-Salinas, consistieron en la creación de 1.800 m de nuevas motas salineras recubiertas con sustrato salinero, material procedente de las tareas rutinarias de dragado de los charcos calentadores, y que es utilizado para el mantenimiento y reparación de motas de separación de estanques salineros. Dicho material, debido a su concentración de sales dificulta el desarrollo de vegetación generando el hábitat adecuado para la reproducción del charrancito común y otras especies de interés de conservación.

## 2.2. Metodología

Los censos de las poblaciones reproductoras de charrancito común se realizaron entre los meses de mayo y julio de 2020 y 2021, con el objeto de cubrir la totalidad de la fenología reproductiva de la especie, con un total de 3-4 muestreos que permiten calcular con precisión el tamaño poblacional.

El método de censo empleado es el censo con telescopio o prismáticos desde un punto de observación elevado, realizando barridos sobre el perímetro del humedal, la superficie del agua y los islotes de vegetación, en busca de indicios de reproducción, para posteriormente recorrer las colonias a pie durante el pico reproductivo de las especies, cuando los primeros pollos comienzan



Figura 1. Parque regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar.

Fuente: elaboración propia a partir de ortofoto de máxima actualidad del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA).

a nacer, a fin de contabilizar el número exacto de nidos, huevos y pollos. Información adicional sobre los métodos de censo empleados para el censo de esta especie en las Salinas de San Pedro del Pinatar puede ser consultada en Ballesteros (2007).

Se ha elaborado una gráfica con el programa TRIM 3.54 (*Trends and Indices for Monitoring data*, creada por Statistics Netherlands; Pannekoek & Van Strien, 2001), en la que se muestra la tendencia de la población reproductora hasta 2021, estableciendo en el año 2000 el inicio de la serie temporal y la elaboración de los mapas ha sido utilizando el programa QGIS3 y la base cartográfica de PNOA 2018.

## 3. Resultados

Los censos de parejas nidificantes de charrancito común realizados en el parque regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar entre 2000-2021, muestran una media anual de 231 parejas, con un mínimo de 134 parejas en 2014 y 338 parejas en 2019. La serie temporal global presenta una tendencia incierta con respecto al año inicial de referencia (Figura 2). Si bien, la evolución de la población reproductora presenta una tendencia negativa con un descenso moderado de la población reproductora en la última década, previo al inicio del proyecto LIFE-Salinas, con respecto a los valores de la década anterior (2000-2009: media de 225 parejas / 2010-2018: media de 215 parejas), tras las actuaciones del proyecto LIFE-Salinas se refleja un incremento de la población nidificante, con una media entre los años 2019-2021 de 300 parejas.

En el estudio realizado por Ballesteros (2015), se cartografió la distribución de las colonias de aves acuáticas nidificantes en el parque regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar, en el que comparó los resultados obtenidos con la cartografía realizada en 1994 en el marco del proyecto LIFE B4/3200/93/775, comprobando que en 22 años, el hábitat de cría de aves acuáticas en el Parque se había reducido en un 79 % (de 406 ha en 1994 a 85,4 ha en 2015), identificando como causantes el incremento de la población de gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*), con una población invernante que ha pasado de unos 200 ejemplares en la década de 1990, a más de 2000 ejemplares en el siglo XXI y de no ser reproductora en 1990, a tener una población nidificante con éxito reproductor en las Salinas de San Pedro del Pinatar de 97 parejas en 2018 y de 53 en 2021.

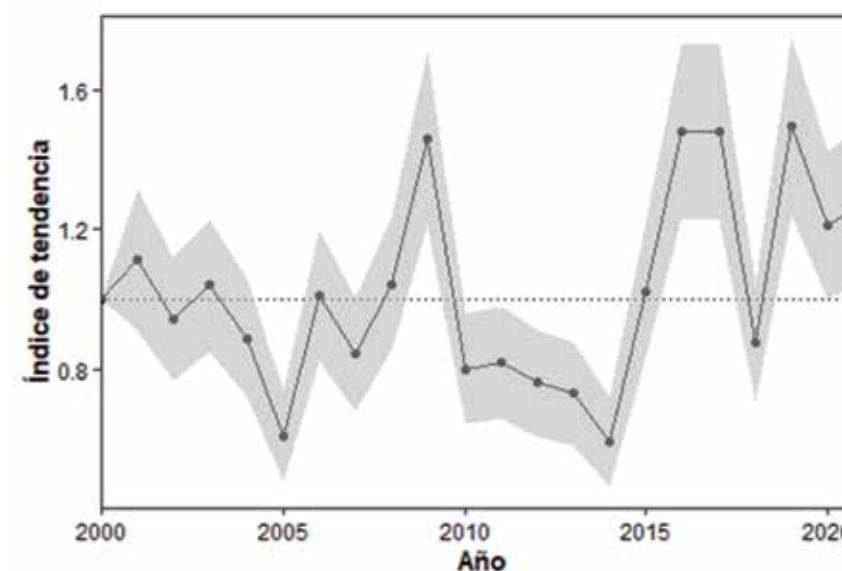


Figura 2. Evolución de la población de charrancito común en el parque regional de las Salinas de San Pedro del Pinatar (2000-2021). Fuente: elaboración propia.



El aumento desmesurado de la población de gaviota patiamarilla representa dos problemas para la conservación de las aves acuáticas en general y del charrancito común en particular:

1. Aumento el aporte de materia orgánica (guano) en las motas de separación de estanques salineros que utilizan como lugares de descanso diurno y dormideros, con la progresiva nitrificación del sustrato y crecimiento de la vegetación, llegando a ocupar, en algunas zonas una cobertura del 100 % de la superficie, con la pérdida de hábitat óptimo de reproducción de aves acuáticas, que como el charrancito común, se caracterizan por motas, islas y playas con una cobertura de vegetación no superior al 25 % (Ballesteros *et al.*, 2015). La reducción de la extensión óptima de reproducción de aves acuáticas incrementa la vulnerabilidad ante factores externos, como molestias humanas, depredación por animales domésticos como gatos o perros y factores internos, mayor riesgo de depredación natural.

2. Competencia interespecífica por el territorio de cría y depredación de pollos, por lo que se produce desplazamiento y/o desaparición de colonias de aves acuáticas y por tanto de charrancito común en las zonas donde se establece una colonia reproductora de gaviota patiamarilla.

En el marco del proyecto LIFE-Salinas, se adecuaron 1800 metros de nuevos diques arenosos de separación de estanques salineros entre 2019 y 2021, lo que representa un aumento de entorno a un 17 % de incremento teórico de hábitat

óptimo adecuado para la reproducción de aves acuáticas, además de proceder a reforzar el cerramiento de los accesos desde la carretera de acceso al puerto de San Pedro del Pinatar a dichos diques (Figura 3), para evitar que los visitantes puedan acceder a las nuevas zonas de nidificación generadas para las aves acuáticas. La eficacia de estas infraestructuras verdes ha sido contrastada, por ejemplo, en el LIFE+MCSALT (LIFE10 NAT 000256), con excelentes resultados.

Además, en el marco del Proyecto LIFE-Salinas se intensificado el control de la población nidificante de gaviota patiamarilla, mediante la eliminación de los nidos y sus puestas, lo que ha permitido reducir a 53 el número de parejas con éxito reproductor en las Salinas de San



Figura 3. Actuaciones realizadas en el marco del Proyecto LIFE-Salinas. Fuente: elaboración propia a partir de ortofoto de máxima actualidad del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA).

Pedro del Pinatar en 2021, así como una estrecha vigilancia de las principales colonias reproductoras, y con ello, reducir la competencia por el territorio de cría y depredación sobre los pollos de charrancito.

El charrancito común tenía en el año 2000 un total de 18 colonias reproductoras repartidas ampliamente distribuidas a lo largo de parque regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar: 9 colonias en las Salinas, 5 colonias en las Encañizadas y 4 colonias en la charca de Coterillo, con una población total de 226 parejas. En 2010 el número de colonias se redujo a 14 colonias: 9 colonias en las Salinas, 3 colonias en las Encañizadas y 2 colonias en la charca de Coterillo, con una población de 181 parejas. En 2018, previo al inicio de las actuaciones realizadas en el proyecto LIFE-Salinas, el número

de colonias descendió a 7: 4 colonias en las salinas, 2 colonias en las Encañizadas y 1 colonia en la charca de Coterillo, con una población total de 203 parejas.

Una vez realizada la ampliación de 1800 m de nuevos diques arenosos de separación de estanques salineros a través del proyecto LIFE-Salinas, aumenta a 9 el número de colonias reproductoras en 2021: 7 colonias en las salinas de San Pedro, uno de los cuales se localiza en los nuevos diques arenosos situados al norte de las salinas y que en 2021 alcanza las 83 parejas y otras 2 colonias en las Encañizadas (Figura 4). Por otro lado, ha aumentado la distribución de la población de *Aphanius Iberus* colonizando las zonas someras a lo largo de los ya mencionados 1800 m de diques arenosos de estanques salineros.



Figura 4. Localización de las colonias de charrancito común. Fuente: elaboración propia a partir de ortofoto de máxima actualidad del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA).

## 4. Conclusiones

La creación de nuevos hábitats óptimos para la reproducción del charrancito común, así como la ampliación del área

de distribución del fartet en las Salinas de San Pedro del Pinatar y el control del desmesurado crecimiento de la pobla-



ción nidificante de gaviota patiamarilla, ha permitido la aparición de una nueva colonia nidificante en 2020 que ha invertido, a corto plazo, la tendencia de reducción moderada de su población que ha experimentado entre 2000 y 2018.

Se considera de interés continuar con el seguimiento a largo plazo de la población reproductora de charrancito común, para evaluar la evolución de la población asociada a las acciones de conservación

implementadas en el marco del proyecto LIFE-Salinas, a las que hay que añadir a las mencionadas, la adecuación de diques arenosos e islas en la charca de Coterillo, donde históricamente existía una colonia de unas 20-30 parejas desaparecidas en la actualidad, así como de otras variables que pueden interferir en su éxito reproductor y tendencia, como es la evolución de la población de gaviota patiamarilla.

## Agradecimientos

La redacción de este artículo ha sido posible gracias a la cofinanciación de fondos LIFE 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).

## 5. Referencias

- BALLESTEROS, G. A. (2014): *El parque regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar. Actividades humanas y conservación*. Universidad de Murcia.
- BALLESTEROS (2015): *Estudio de mejoras salineras para la conservación de la fauna en las Salinas de San Pedro del Pinatar*. Dirección General de Medio Natural de la Región de Murcia.
- BALLESTEROS, G. A. & CASADO, J. (2007): *Guía de Aves Acuáticas del Mar Menor*. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Región de Murcia.
- BALLESTEROS-PELEGRÍN, G. A.; Zamora-López, A.; Zamora-Marín, J. M.; Sallent, A.; Hernández-Navarro, A. J.; Robledano, F. & Fuentes-Marín, A. (2021): *Atlas de las aves acuáticas del Mar Menor y humedales de su entorno*. Natursport. Murcia.
- BRUHN, J. F. W. & JEFFREY, G. (1958): *Notas sobre aves de Murcia y Cádiz. Observaciones de fin de verano*. *Ardeola*, 4: 109-117.
- CALVO, J. F., HERNÁNDEZ-NAVARRO, A. J., ROBLEDANO, F., ESTEVE, M. A.; BALLESTEROS, G.; FUENTES, A.; GARCÍA-CASTELLANOS, F.; GONZÁLEZ-REVELLES, C., GUARDIOLA, A., HERNÁNDEZ-GIL, V., HOWARD, R., MARTÍNEZ, J. E.; ZAMORA, A. & ZAMORA, J. M. (2017): Catálogo de las aves de la Región de Murcia (España). *Anales de Biología* 39: 7-33.
- CORBACHO, C., SÁNCHEZ, J. M. y AUXILIADORA, M. (2009): *Pagazas, charranes y fumareles en España. Población reproductora en 2007 y método de censo*. SEO/BirdLife.
- ESTEVE, M. A.; HERNÁNDEZ-GIL, V., DÍEZ DE REVENGA, E., OCHOTORENA, F., ROBLEDANO, F., SÁNCHEZ-RUIZ, P. A. (1986): Catálogo de los vertebrados (excepto peces) de la Región de Murcia. *Anales de Biología*, 7: 57-70.
- GUIRAO, A. (1859): *Catálogo metódico de aves observadas en una gran parte de la provincia de Murcia*. Boletín de la Real Academia de la Ciencia de Madrid, 4: 1-50.
- NAVARRO-MEDINA, J. D. (1973): Datos sucintos sobre aves acuáticas del Mar Menor. *Ardeola*, 19: 57-60.
- PANNEKOEK, J., VAN STRIEN, A. (2001): *Manual TRIM 3*. Statistics Netherlands
- SÁNCHEZ, J. M. (2003): «Charrancito común *Sterna albifrons*», en Martí, R. y Del Moral, J. C. (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España*, pp. 282-283. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

## SEGUIMIENTO DE LA «SECA» DE LA ENCINA (*QUERCUS ILEX* SSP. *BALLOTA*) EN EL INTERIOR DE LA PENÍNSULA IBÉRICA. CASO DEL MONTE DE VALDELATAS

Mario Corral Ribera<sup>1</sup>

### Resumen

El término «seca» (*oak decline*) alude a los procesos de decaimiento y muerte que afectan a las formaciones de diferentes especies del género *Quercus*, siendo los encinares (*Quercus ilex* L. subsp. *ballota* (Desf.) Samp. (= *Quercus rotundifolia* Lam.) las que sufren una mayor incidencia. En las últimas centurias, la enfermedad se ha extendido considerablemente por todo el territorio peninsular, dando lugar a diferentes líneas de investigación que tratan de analizar su dinámica. En este contexto, la presente investigación tiene como objetivo el seguimiento de la «seca» de la encina en el monte forestal de Valdelatas (Madrid, España) a una escala temporal de cinco años (2016/2017 hasta 2021). Por medio de prospecciones en campo y empleo de fotointerpretación, se han obtenido salidas cartográficas que ponen de manifiesto un incremento en la superficie de encinar afectado.

**Palabras clave** Encinares, enfermedad fitosanitaria, *Phytophthora cinnamomi* Rands, pérdida de biodiversidad

### Abstract

The term «seca» (*oak decline*) refers to decline and death processes affect the ecosystems of different species of *Quercus*, holm oaks encinares (*Quercus ilex* L. subsp. *ballota* (Desf.) Samp. (= *Quercus rotundifolia* Lam.) being the ones that suffer a higher incidence. In the last centuries the «seca» has spread considerably in peninsular territory. This fact has produced the emergence of different lines of research that analyse the dynamics of the disease. In this context, the present research aims to monitor oak decline in the Valdelatas forest (Madrid, Spain) at a time scale of five years (2016/2017 to 2021). In order to achieve this objective, the study area has been travelled and photo interpreted. Finally, different maps have been obtained that show an increase in the damaged area.

**Keywords** Encinares, phytosanitary disease, *Phytophthora cinnamomi* Rands, biodiversity loss

<sup>1</sup>Universidad Autónoma de Madrid, Departamento de Geografía.

<sup>1</sup>mario.corral@uam.es

## 1. Introducción

Los bosques planoesclerófilos (hojas planas, perennes y coriáceas) de quercoideas están sufriendo desde los años 80 del siglo XX un deterioro y una regresión significativa, debido a la afección, el decaimiento y la posterior muerte del arbolado a causa de la enfermedad fitosanitaria denominada en España como la «seca». Esta enfermedad está desarrollándose cada vez con más virulencia y afectando a una mayor superficie de estas formaciones boscosas de la región mediterránea peninsular (Tuset y Sánchez, 2004; Cobos *et al.*, 1993). Pese a las adaptaciones funcionales de estas especies, adaptadas a un estrés climático múltiple (frío invernal, irregularidad en la distribución de las precipitaciones y coincidencia en la época estival, del periodo de máxima sequía, con el de mayor rigor térmico), entre otras, la tendencia hacia una situación climática de largos periodos de sequía, el aumento de las temperaturas y la transición brusca entre fases climáticas húmedas y secas, están empeorando el estado general de las coberturas vegetales (Allué, 1995; Manrique y Fernández, 2000; Fernández *et al.*, 2001). Además, estas condiciones permiten la proliferación de agentes patógenos causantes de enfermedades (como la «seca»). Las perturbaciones producidas en los suelos, la generalizada distribución de patógenos exóticos (Brasier *et al.*, 1993) y las citadas condiciones climáticas, más acusadas desde el siglo pasado, dificultan el desarrollo vegetativo normal del arbolado (Cobos *et al.*, 1993; Brasier, 1996), siendo la región mediterránea particularmente vulnerable para sufrir la «seca». Se denomina «seca» a

la enfermedad fitosanitaria en la que se ven involucrados agentes patógenos, tales como el hongo *Phytophthora cinnamomi* Rands que actúa sobre las raíces del árbol, causando el mayor número de muertes de encinas y alcornoques, *Apiognomonía errabunda* o *Microsphaera alphitoide* que atacan a las hojas y también *Fomes fomentarius* y/o *Ganoderma lucidum* operando en el tronco (Muñoz *et al.*, 1992). Estos organismos ejercen como factores ejecutores y causan la muerte del arbolado afectado (Brasier *et al.*, 1993; Cobos *et al.*, 1993; Tuset *et al.*, 1996).

### 1.1. Decaimiento por el agente patógeno *Phytophthora cinnamomi* Rands

*Phytophthora cinnamomi* es un oomiceto considerado como el patógeno causante del mayor número de podredumbres radicales en especies leñosas, con más de 1000 especies de plantas susceptibles de sufrir su ataque. Además, se ha considera como uno de los patógenos exóticos invasores más perjudiciales de todo el mundo (Burgess *et al.*, 2016). En España destaca por su importancia en especies de quercoideas (esencialmente *Q. ilex* L. y *Q. suber* L.). Este organismo también se relaciona con la grave enfermedad conocida como la «tinta» que afecta al castaño (Calzado y Fernández-Rebollo, 2009). Este patógeno actúa sobre las raíces de los árboles, cerrando el paso y dificultando la absorción de agua (Brasier *et al.*, 1993; Cobos *et al.*, 1993; Tuset *et al.*, 1996). Necesita tejido vegetal vivo como fuente



Figura 1. Individuos afectados por «seca» en el Monte de Valdelatas con un decaimiento progresivo. Fuente: elaboración propia.

de alimento, y agua libre para formar sus órganos reproductores (Brasier *et al.*, 1993). Son lugares proclives para el desarrollo del hongo, los suelos poco drenados asociados a textura margosa, limosa o arcillosa y con pH en torno a 5, y con un horizonte humífero rico en materia orgánica, situados en valles o vaguadas, y ambientes con temperaturas que oscilen entre 5 y 35 grados centígrados; además de la presencia de diferentes especies vegetales que permiten la distribución y pervivencia del patógeno (Jung *et al.*, 2000; Tuset *et al.*, 2002; Tuset y Sánchez, 2004).

La muerte de las raíces como consecuencia de la actividad del hongo reduce el aporte de agua y nutrientes a las plantas, dando lugar a la marchitez y muerte progresiva de la parte aérea del árbol (Figura 1). Los síntomas pueden aparecer a las pocas semanas tras

la infección si esta va seguida de un periodo de sequía (muerte súbita), o bien, pueden tardar varios meses o años en desarrollarse. En este caso las plantas infectadas actúan como fuente de inóculo (Calzado y Fernández-Rebollo, 2009).

El estudio preliminar de la «seca» de la encina realizado el Monte de Valdelatas llevado a cabo entre los años 2016 y 2017 (Corral *et al.*, 2018), puso de manifiesto la mortalidad de los árboles depende de diversos factores. Los principales resultados obtenidos demostraron que la edad de los individuos actúa como factor de predisposición, siendo los individuos de mayor edad más vulnerables a la enfermedad. Por su parte, en la estructura y composición de la cobertura vegetal existen especies indicadoras, tales como *Cistus ladanifer* L., especie susceptible al ataque de *Phytophthora cinnamomi*. Sin



embargo, la cobertura de *Daphne gnidium* L. mostró un efecto negativo sobre la distribución de la «seca». Entre los factores catalizadores de la enfermedad (condiciones ambientales), la acumulación de agua en el suelo, calculada por medio del *Topographic Wetness Index*, mostró una correlación positiva con la presencia de la enfermedad (Corral *et al.*, 2018).

Teniendo en consideración estos antecedentes, el presente trabajo tiene como

objetivo principal el análisis de la dinámica de la «seca» de la encina en el Monte de Valdelatas tomando como escala temporal el periodo entre 2017 y 2021. Como objetivo específico, asentar las bases para futuras investigaciones que permitan evaluar la incidencia de diferentes factores ambientales en el proceso de la enfermedad en otras localizaciones de la especie en el interior peninsular.

## 2. Diseño metodológico

### 2.1. Zona de estudio

El Monte de Valdelatas pertenece al término municipal de Alcobendas (Madrid, España, hoja 534 del Mapa Topográfico Nacional a escala 1 : 50 000) con una altitud media de 600-700 m s. n. m. La característica más clara de esta unidad es la presencia generalizada de arcosas gruesas. Debido a su posición geográfica (lejanía del mar, disposición entre montañas y un relieve de altiplano que agudiza las bajas temperaturas invernales), presenta un clima mediterráneo continental, caracterizado por una elevada amplitud térmica anual. Las precipitaciones son poco abundantes (350 mm a 650 mm anuales, repartidas de forma irregular) con fuerte sequía estival. La red hidrográfica se compone de pequeños cauces con drenaje hacia la cuenca del Jarama, algunos constituyen salidas de aguas residuales de distintas edificaciones de la zona. Destacan tres grandes formaciones vegetales; I) formaciones forestales de encinas, pinares de repoblación y comunidades riparias; II) matorral de jarales, retamares y matorral ruderal nitrófilo; III) comunidades de herbáceas ruderales, nitrófilas, arvenses, acuática entre otras (Génova, 1989).

### 2.2. Obtención de datos y elaboración cartográfica

Las sucesivas campañas de campo se llevaron a cabo en los meses de septiembre y octubre del año 2021. Para el seguimiento de la «seca», se prospectaron 7 transectos delimitados en la investigación previa (Corral *et al.*, 2018). Estos transectos tienen 40 m de ancho y una longitud acumulada aproximada de 10 km; cubriendo la superficie del encinar y del encinar mixto con pinos de repoblación, en zonas próximas a cursos fluviales y distantes de los mismos. Para cada individuo con sintomatología dentro del transecto, se obtuvieron sus coordenadas geográficas por medio de GPS.

Además de las prospecciones en campo, se emplearon ortofotos digitales de los diferentes años de análisis. La teledetección y la fointerpretación han sido y siguen siendo herramientas muy útiles en tareas de gestión forestal. En este contexto, para obtener mayor número de datos y, a fin de evaluar de la forma más precisa el seguimiento de la «seca» en el Monte de Valdelatas, la presente investigación ha seguido la metodología empleada en trabajos previos que aplican

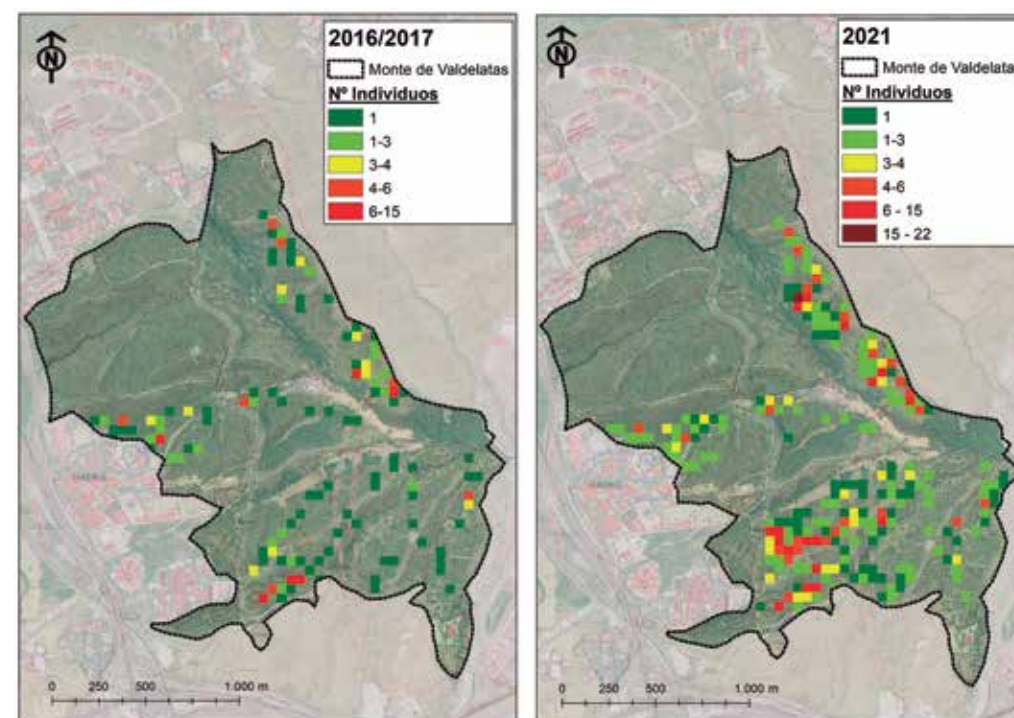


Figura 2. Metodología previa a la obtención de las densidades.

Fuente: elaboración propia.

ortofotografías para estimar la pérdida de individuos de encina afectados por el proceso de decaimiento, destacando el estudio de Romero de los Reyes *et al.*, 2007.

Tras la obtención de datos en campo y por medio de fotografías aéreas, se elaboran mapas de densidades del número de encinas afectadas para los años 2016/2017 y 2021, pudiendo así comparar la dinámica de la enfermedad a la escala temporal establecida. Para este cálculo en primer lugar, se genera con la herramienta *fishnet* una malla de 50 x 50 metros que cubre la totalidad del ámbito de estudio (353,57 ha). Posteriormente, por medio de la herramienta *Spatial Join* se contabiliza el número de encinas dañadas muestreadas localizadas dentro de cada cuadrícula de la malla previamente elaborada.

A continuación, se han generado archivos ráster. Este proceso se realiza individualmente para cada uno de los años establecidos en este trabajo (Figura 2). La metodología explicada, será una primera aproximación a los resultados de densidad obtenidos.

Posteriormente, sobre los datos obtenidos de la metodología previamente se utiliza la herramienta *Kernel Density* (densidad Kernel) para el cálculo de densidades.

Para todo el geoprocésamiento anteriormente explicado se emplea el Sistema de Información Geográfica ArcGIS en su versión 10.1.

### 3. Resultados

Los resultados obtenidos de los sucesivos muestreos en campo y su posterior geoprocésamiento se recogen en la siguiente tabla (Tabla 1):

Variable	2016/2017	2021
Nº de encinares afectadas	269	310
Superficie aproximada afectada (ha)	119,62	151,82
Distancia promedio entre individuos afectados	6,7	5,2

Tabla 1. Resultados obtenidos. Fuente: elaboración propia.

Aludiendo a la tabla anterior, a rasgos generales cabe destacar que, transcurridos cuatro años se ha duplicado el número de individuos dañados. La distancia promedio entre encinas afectadas ha disminuido considerablemente, en 1,5 metros. Por último, la superficie aproximada que ocupan las encinas afectadas muestreadas ha incrementado, pasando del 33,83 % (119,62 ha) entre los años 2016 y 2017 al 47,93 % (151,82 ha) en el año 2021.

Por su parte, los mapas *Kernel Density* recogen gráficamente los resultados de la tabla anterior, dando la imagen visible de la dinámica de la «seca» de la encina en el Monte de Valdelatas para la escala temporal de análisis establecida (ver Figura 3 y Figura 4).

La Figura 3 (Mapa 1) recoge la densidad de individuos afectados por la

«seca» en el Monte de Valdelatas entre los años 2016/2017. Destacan los sectores SE y NE del monte, con altas concentraciones de encinas afectadas agrupándose entre 6 a 15 individuos. Así mismo, se aprecia un gran número de individuos dañados aislados. En cuanto a la distribución de la enfermedad, las encinas dañadas muestran una dispersión lineal.

La Figura 4 (Mapa 2) recoge la densidad de individuos afectados por la «seca» en el Monte de Valdelatas para el año 2021. Las masas más densas tienen entre 15 a 22 individuos y se localizan en el sector NE y SE del ámbito de estudio. La dispersión de la enfermedad no muestra la linealidad, expandiéndose significativamente por el territorio siendo menos común el número de individuos aislados.

### 4. Discusión

Desde la investigación previa en los años 2016/2017 (Corral *et al.*, 2018) y, a la vista de los resultados obtenidos, se aprecia un avance considerable de la «seca» de la encina en el Monte de Valdelatas. Esta dinámica de expansión de la enferme-

dad a una escala temporal reducida ya se recoge en otras investigaciones (Sánchez *et al.*, 2000; Rodríguez-Molina *et al.*, 2003, Tuset y Sánchez, 2004). Sin embargo, en contraposición con los resultados obtenidos en el Monte de Valdelatas,

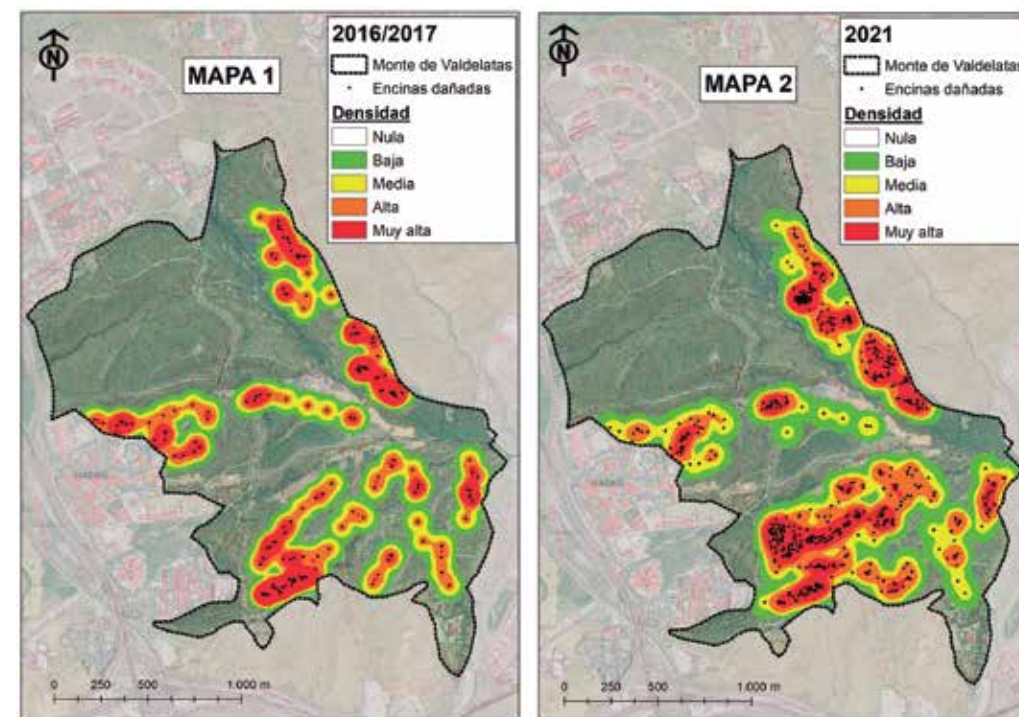


Figura 3 y Figura 4. Mapas de los resultados de *Kernel Density* para los años 2016/2017 y 2021 respectivamente.

Fuente: elaboración propia.

estos trabajos no identifican diferencias significativas en la dinámica de la enfermedad.

Por su parte, Manzano *et al.*, 2016, estudian la disminución de la superficie arbórea de *Quercus ilex ssp. ballota* asociada a la expansión de la «seca» en Extremadura entre 1957 y 2013. En la mencionada investigación, se localizan, prospectan y fotointerpretan 691 focos con sintomatología en tres periodos temporales 1957-1998; 1998-2005 y 2005-2013. Sus resultados revelan una considerable disminución en la densidad del arbolado por la enfermedad. Destacan la pérdida del 11 % de superficie de encinar entre los dos primeros periodos y de casi el 8 % entre el segundo y el tercero; siendo la pérdi-

da forestal de casi el 20 % entre 1957-2013. Las investigaciones más recientes (Cardillo y Rodríguez, 2017) establecen que el 2 % (29.060 ha) de la superficie de los bosques y dehesas (de Extremadura) están afectadas por la enfermedad, pero la tasa de crecimiento anual estimada es relativamente baja (0,16 %) debido a los mecanismos de dispersión de *P. cinnamomi* como son el contacto entre raíces (movimiento lento < 1 m/año), el flujo de agua superficial en el suelo (10-20 m/año) y, partículas de suelo transportadas por el ganado y la macrofauna.

En esta tesitura de analizar la dinámica de la «seca» a una escala temporal más amplia, los datos obtenidos en el Monte de Valdelatas tienen semejanzas



con la investigación de Manzano *et al.*, 2016 pues se ha observado un incremento tanto del número de individuos afectados como de la superficie de encinar con sintomatología aparente. Así se ha pasado de 119,62 ha (33,83 % del monte) entre los años 2016 y 2017 al 47,93 % (151,82 ha) en el año 2021. Hay que mencionar que las superficies de afección son aproximadas, es decir, no todas las encinas que se encuentran en esta área presentan síntomas aparentes.

Un análisis más detallado de la dinámica de la enfermedad en el Monte de Valdelatas (Mapa 1, años 2016/2017, y Mapa 2, año 2021), determina contrastes en su distribución. Así, mientras que en el sector occidental del ámbito de estudio se presentan cambios menos significativos, al NE del Monte de Valdelatas la densidad de individuos afectados crece considerablemente. Sin embargo, el progreso de la «seca» tiene su mayor representatividad en la zona centro y sur del monte donde se recoge para el año 2021 el mayor número de encinas con sintomatología. Esta tendencia de

## 5. Conclusiones

La presente investigación pone de manifiesto el avance de la enfermedad fitosanitaria de la «seca» de la encina en el Monte de Valdelatas en los últimos 5 años. En este contexto, aunque hasta la fecha no ha sido posible la detección de *P. cinnamomi*, los datos de investigaciones previas (Corral *et al.*, 2018) y los resultados obtenidos establecen que las cambiantes condiciones climáticas actuales, en particular la frecuencia, distribución y abundancia de precipitaciones, y los los extremos térmicos, juegan un

localización alude a la presencia de cursos fluviales y zonas de encharcamiento temporal. Así, en investigaciones previas (Jung *et al.*, 2000; Tuset *et al.*, 2002; Rodríguez-Molina *et al.*, 2003; Manzano *et al.*, 2016; Corral *et al.*, 2018) ya se establece la correlación entre la propagación de la «seca» por *P. cinnamomi* y la presencia de humedad edáfica.

Por último, se ha observado *in situ* la presencia de la especie exótica invasora *Ailanthus altissima* en zonas de encinar dañado por la «seca» en el Monte de Valdelatas. A estas, se suman áreas donde la ausencia de competencia interespecífica por presencia de encinas completamente secas, ha favorecido la dispersión de *A. altissima* siendo esta especie capaz de sustituir al propio encinar. Teniendo en consideración la propagación de esta especie exótica invasora, se puede determinar que el decaimiento y posterior disminución de la cobertura natural vegetal, posibilita la proliferación y expansión de especies alóctonas oportunistas, como el ailanto.

papel de predisposición muy importante. Parece conveniente analizar en profundidad las diferentes variables ambientales que inciden en la enfermedad (cobertura de *Quercus ilex* ssp. *ballota*, *Cistus ladanifer* y *Daphne gnidium*, distancia al individuo afectado más próximo, diámetro del tronco). Además, con el fin de adquirir mayor conocimiento y control de la enfermedad, es interesante analizar el grado de afección y sintomatología de los individuos, así como incentivar análisis anuales de la dinámica de la «seca».

Cabe destacar que uno de los principales riesgos derivados del decaimiento de la superficie vegetal natural por causa de enfermedades fitosanitarias, como la «seca», es la proliferación de especies vegetales exóticas invasoras en las zonas afectadas (Capdevila Argüelles *et al.*, 2013; Corral, 2021). Entre las especies invasoras, destaca por sus rasgos fisionómicos (especie pionera, de rápido crecimiento juvenil, rebrotadora, con un sistema radicular muy potente, capaz de segregarse sustancias alelopáticas además, posee la capacidad de producir un gran número en sámaras, entre otros rasgos) la especie *Ailanthus altissima* (ailanto) como especial oportunista de colonizar espacios deteriorados y dañados (Hu, 1979; Corbett y Manchester, 2004; Kowarik y Säumel, 2007).

En este contexto, a la preocupación por la pérdida de superficie natural de encinar, se suma la entrada y proliferación de especies exóticas invasoras, destacando *Ailanthus altissima* como

especial oportunista en colonizar espacios naturales alterados y/o deteriorados. El problema radica en la capacidad invasiva de esta especie, así, se han observado diferentes focos de encinar con decaimiento invadidos por ailanto. El riesgo ante el avance de la enfermedad no solo radica en la pérdida de las masas forestales naturales, sino en la posibilidad de verse sustituidas por especies exóticas invasoras.

El retroceso actual y el miedo a perder, en un futuro, los bosques mediterráneos de encinares y alcornoques evidencia la necesidad de un manejo silvícola de amortiguamiento que refuerce la capacidad de resistencia de los *Quercus*. La creación de nuevas masas forestales, la sustitución progresiva de árboles afectados por pies jóvenes que provengan de semillas controladas y la aplicación de medidas fitosanitarias, pudiendo servir como herramientas de mitigación de la «seca» a corto, medio plazo.

## 6. Referencias

- ALLUÉ, J. L. (1995): «El cambio climático y los montes españoles». *Cuadernos Sociedad Española Forestales*, 2, 35-64. <https://doi.org/10.31167/csef.v0i2.9070>
- BRASIER, C. M. (1996): «Phytophthora cinnamomi and oak decline in Southern Europe. Environmental constraints including climate change». *Annals of Forest Science*, 53, 347-358. <https://doi.org/10.1051/forest:19960217>
- BRASIER, C. M., ROBREDO, F y FERRAZ, J. F.P. (1993): «Evidence for Phytophthora cinnamomi involvement in Iberian oak decline». *Plant Pathology*, 42, 140- 145. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.1993.tb01482.x>
- BURGESS, T. I., SCOTT, J. K., MCDUGALL, K. L., STUKELY, M. J. C., CRANE, C., DUNSTAN, W. A. (2016): «Current and projected global distribution of Phytophthora cinnamomi, one of the world's worst plant pathogens». *Global Change Biological*, 23, 1661-1674. <https://doi.org/10.1111/gcb.13492>
- CALZADO C., y FERNÁNDEZ-REBOLLO P. (2009). *Manual para el seguimiento del estado sanitario de la vegetación arbórea en la dehesa*. Sevilla, Consejería de Agricultura y Pesca y Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. [https://www.juntadeandalucia.es/export/drupaljda/Manual\\_para\\_el\\_seguimiento\\_del\\_estado\\_sanitario\\_de\\_la\\_vegetacion\\_arbxrea\\_en\\_la\\_dehesa.pdf](https://www.juntadeandalucia.es/export/drupaljda/Manual_para_el_seguimiento_del_estado_sanitario_de_la_vegetacion_arbxrea_en_la_dehesa.pdf)
- CAPDEVILA-ARGÜELLES, L., ZILLETI, B., y SUÁREZ-ÁLVAREZ, V. Á. (2013): «Causas de la pérdida de biodiversidad: Especies Exóticas Invasoras». *Memorias Real Sociedad Española de Historia Natural*. 2a. época, 10. <http://www.rsehn.es/cont/publis/boletines/192.pdf>

- CARDILLO, E., y RODRÍGUEZ, M. C. (2017): «El decaimiento de encinas y alcornoques: situación actual de la enfermedad provocada por *Phytophthora cinnamomi* en Extremadura». *Revista Montes*, 128, 46-48.
- COBOS, J. M.; MONTOYA, R. y TUSET, J. J. (1993). «New damage to the *Quercus* woodlands in Spain. Preliminary evaluation of the possible implication of *Phytophthora cinnamomi*». Proc. Int. Congress «Recent Advances in Studies on Oak Decline». *Dipart. di Patologia Vegetale*, Università degli Studi, Bari (Italia). 163-169.
- CORBETT, S. L., y MANCHESTER, S. R. (2004): «Phytogeography and fossil history of *Ailanthus* (Simaroubaceae)». *International Journal of Plant Sciences*, 165(4), 671-690. <https://doi.org/10.1086/386378>
- CORRAL, M. (2021). Especies Exóticas Invasoras: caso de *Ailanthus altissima* (Mill.) *Swingle* en el centro de la península ibérica. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. Madrid.
- CORRAL, M., FIDALGO, C. y 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. <http://dx.doi.org/10.5944/etfvi.11.2018.21777>
- FERNÁNDEZ, A., SARDINERO S., PEREIRA I., GIL P. M. y MANRIQUE, E. (2001): «Modificación de los pisos bioclimáticos españoles debido a un conjunto de escenarios previsibles de Cambio Climático». *Actas del III Congreso Forestal Español*, 1, 457-464.
- GÉNOVA, M.M. (1989): «Flora vascular del Monte de Valdelatas y su entorno». *Ecología*, 3, 75-98.
- HU, S. Y. (1979): «*Ailanthus*». *Arnoldia*, 39(2), 29-50.
- JUNG, T; BLASCHKE, H; y OSWALD, W. (2000): «Involvement of soilborne *Phytophthora* species in Center European oak decline and the effect of site factors on the disease». *Plant Pathology*, 49, 706-718. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3059.2000.00521.x>
- KOWARIK, I. y SÄUMEL, I. (2007): «Biological flora of Central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle». *Perspect. Plant Ecology Evolution System*, 8(4), 207-237. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.03.002>
- MANRIQUE, E y FERNÁNDEZ, A. (2000): «Extreme climatic events in dendroclimatic reconstructions from Spain.» *Climatic Change*, 44, 123-13. <https://doi.org/10.1023/A:1005458018568>
- MANZANO, M. J., BELVIS, G., FOLGUEIRAS, R., y PRIETO, J. M. (2016): «Evolución de la densidad arbolada de las masas de *Quercus* afectadas por seca en Extremadura desde 1957 hasta 2013». *Foresta*, 66, 52-57.
- MUÑOZ, C., COBOS, P. y MARTÍNEZ, G. (1992): «La traqueomicosis de *Diplodia* sp. Sobre *Quercus* sp». *Boletín de sanidad vegetal. Plagas*, 18, 641-657.
- RODRÍGUEZ-MOLINA, M. C., SANTIAGO, R., BLANCO, A., POZO, J. D., COLINO, M. I., PALO, E. J., y TORRES VILA, L. M. (2003): «Detección de *Phytophthora cinnamomi* en dehesas de Extremadura afectadas por «seca» y su comportamiento in vitro». *Boletín de Sanidad Vegetal. Plagas*, 29(4), 627-640. [https://www.mapa.gob.es/ministerio/pags/Biblioteca/Revistas/pdf\\_plagas %2FBSVP-29-04-627-640.pdf](https://www.mapa.gob.es/ministerio/pags/Biblioteca/Revistas/pdf_plagas %2FBSVP-29-04-627-640.pdf)
- ROMERO DE LOS REYES, E., et al. 2007. *Aplicación de ortofotos para la estimación de pérdida de individuos en dehesas de encina (Quercus ilex L. subsp. ballota (Desf.) Samp.) afectadas por procesos de decaimiento*. *Boletín Sanidad Vegetal Plagas*, 33: 121-134. [https://www.mapa.gob.es/ministerio/pags/biblioteca/revistas/pdf\\_Plagas/BSVP\\_33\\_01\\_121\\_134.pdf](https://www.mapa.gob.es/ministerio/pags/biblioteca/revistas/pdf_Plagas/BSVP_33_01_121_134.pdf)
- SÁNCHEZ, M. E., CAETANO, P., FERRAZ, J., y TRAPERO, A. (2000): «El decaimiento y muerte de encinas en tres dehesas de la provincia de Huelva». *Boletín Sanidad Vegetal. Plagas*, 26, 447-464. <https://www.miteco.gob.es/ministerio/pags/biblioteca/plagas/BSVP-26-04-447-464.pdf>
- TUSET, J. J., HINAREJOS, C., MIRA, J. J. y COBOS J. M. (1996): «Implicación de *Phytophthora cinnamomi* en la enfermedad de la seca de encinas y alcornoques». *Boletín de sanidad vegetal, Plagas*, 22, 491-499.
- TUSET, J. J., y SÁNCHEZ, G. (2004). *La Seca: El decaimiento de encinas, alcornoques y otros Quercus en España*. Ministerio de Medio Ambiente: Madrid, España.
- TUSET, J. J., HINAREJOS, C., MIRA, J. L. y COBOS, J. M. (2002). «Distribution of the isolation of *Phytophthora cinnamomi* in the Spanish *Quercus* areas with oak decline disease». *IOBC Bulletin*, 25, 49-52.

## EFFECTOS DEL TEMPORAL «GLORIA» (ENERO 2020) SOBRE DIVERSAS ESPECIES DE FLORA AMENAZADA EN LA COMUNIDAD VALENCIANA

Emilio Laguna Lumbreras<sup>1,2</sup>, Albert Navarro Peris<sup>1,3</sup>, Patricia Pérez Rovira<sup>1,3</sup> y Josep E. Oltra Benavent<sup>1,3</sup>

### Resumen

Se analizan los efectos de la tormenta Gloria (19-23 enero 2020) sobre las tres especies vegetales más amenazadas del litoral centro y norte de la Comunidad Valenciana (este de España, provincias de Castellón y Valencia): *Limonium irtaense*, *L. perplexum* y *Silene cambessedesii*. Las dos primeras son endemismos exclusivos valencianos y, para la tercera, endemismo ibero-baleárico, esta zona posee la única población de la península ibérica. Para todas las especies, dado su elevado riesgo de extinción, se vienen realizando traslocaciones de conservación en los años anteriores. Los censos mundiales para las tres especies en 2019 eran, respectivamente, de 35, 1.644 y 9.425 ejemplares. Tras el paso de Gloria, estas poblaciones quedaron reducidas a 27, 260 y 128 ejemplares. Por lo tanto, las poblaciones remanentes en 2020 representaron solo el 22,86, 15,82 y 1,35 % de los efectivos previos, respectivamente. Los resultados demuestran el importante efecto de factores estocásticos —en este caso relacionados con el cambio global— sobre el riesgo de extinción de especies seriamente amenazadas.

**Palabras clave** Estocasticidad ambiental, Cambio global, Riesgo de extinción, Temporales litorales, Flora amenazada

### Abstract

Effects of the storm 'Gloria' (January 2020) on several threatened plant species in the Valencian Community, Spain

The effects of the storm 'Gloria' (19-23 January 2020) on the 3 most threatened plant species of central and northern coasts of the Valencian Community (eastern Spain, provinces of Castellón and Valencia) is analyzed: *Limonium irtaense*, *L. perplexum* and *Silene cambessedesii*. The first two species are exclusive Valencian endemics. The third one, an Iberian-Balearic endemism, has in this area its only population in the Iberian Peninsula. For all species, given their high risk of extinction, conservation translocations have been carried out during the past years. The global censuses for these 3 species in 2019 were 35, 1,644 and 9,425 individuals respectively. After 'Gloria' storm, these populations were reduced to 27, 260 and 128 specimens. Thus, the remainder populations in 2020 represented only 22.86, 15.82 and 1.35 %, respectively, of the former amounts. Results demonstrate the important effect of stochastic factors -in this case related to global change- on the risk of extinction of severely threatened species.

**Keywords** Environmental stochasticity, Global change, Extinction risk, Coastal storms, Threatened plants

<sup>1</sup>Servicio de Vida Silvestre y Red Natura 2000, Generalitat Valenciana (GVA). <sup>2</sup>Centro para la Investigación y Experimentación Forestal (CIEF)/GVA. <sup>3</sup>Vaersa/GVA. <sup>12</sup>laguna\_emi@gva.es, <sup>3</sup>amenazada\_cief@gva.es

## 1. Introducción

Las catástrofes ambientales no predecibles son un factor usualmente mencionado como riesgo para la conservación de las especies (IUCN, 2012a; Master *et al.*, 2012), aunque son muy pocos los casos en los que se han podido demostrar sus efectos reales sobre la desaparición o reducción grave de las poblaciones de las especies más amenazadas, ya que dependen de la efectiva coincidencia de tales eventos y su posterior seguimiento. Alguno de los casos más conocidos se corresponde con huracanes o fuertes temporales costeros, como el de la palmera *Pseudophoenix sargentii* H. Wendl. ex Sarg. tras el paso del huracán Andrews en 1992 en Florida (Lippincott, 1995; Fotinos *et al.*, 2015). A principios del año 2020 se dio en el litoral mediterráneo español un evento catastrófico de gran escala, causado por la llegada y persistencia del temporal Gloria entre el 19 y 23 de enero. Sus efectos fueron especialmente graves en todo el golfo de Valencia —en sentido amplio, desde el NE de Alicante hasta el Delta del Ebro en Tarragona— como han descrito Roig-Munar *et al.* (2020). Conforme a tales autores, se trató de la borrasca con mayor carga de energía de los últimos años, para la que se ha calculado un periodo de retorno no inferior a 500 años, con olas que superaron los 10 m de altura durante al menos seis horas y un máximo absoluto de 12,7 m. El temporal duró al menos 100 horas y el oleaje sobrepasó los 6 m de altura durante al menos el 49,3 % del tiempo de duración de la tormenta.

Dentro del territorio citado, las tres especies de flora vascular más amena-

zadas, combinando la información de Aguilera *et al.* (2010) con el trabajo de Ferrer *et al.* (2015), son sin duda *Limonium irtaense* P. P. Ferrer *et al.*, *L. perplexum* Sáez & Rosselló y *Silene cambessedesii* Boiss & Reuter, todas ellas localizadas en las costas de la provincia de Castellón. Las dos primeras son endemismos exclusivos del frente litoral de la sierra de Irta, al norte de dicha provincia, donde ocupan áreas muy reducidas, de escasos metros cuadrados de superficie (Navarro *et al.*, 2020; Pérez Rovira *et al.*, 2021). La otra es un endemismo ibero-baleárico de las islas Pitiusas y el litoral meridional castellanense, que han visto reducidas drásticamente sus poblaciones de la península ibérica en las últimas décadas (Aguilera *et al.*, 2010; Navarro *et al.*, 2015, 2016).

En el presente trabajo se aborda el efecto del temporal Gloria sobre las poblaciones, tanto nativas como artificiales, de estas tres especies. En los recientes artículos de Navarro *et al.* (2020) y Pérez Rovira *et al.* (2021), referidos respectivamente a *Limonium irtaense* y *L. perplexum*, se aportaron datos sobre la evolución de sus poblaciones y los efectos que sobre éstas tuvo el temporal Gloria, aunque al publicarse ambos trabajos en lengua catalana, es probable que sean poco accesibles para muchos investigadores hispanohablantes. Se tratarán aquí por ello de modo sucinto resaltando sus principales resultados y actualizando sus datos censales para 2021. A cambio, se aporta más información sobre *Silene cambessedesii* ya que, además de no haberse indicado específicamente en otras publicaciones

su reducción poblacional como consecuencia del paso de este temporal, los datos relativos a sus censos requieren

una actualización, al corresponder los más recientes al trabajo de Navarro *et al.* (2015).

## 2. Material y métodos

### 2.1. Especies y área de estudio

Se indican a continuación los datos generales de las tres especies objeto de estudio. La distribución de sus poblaciones nativas remanentes y de las plantaciones o siembras realizadas, figuran en el Mapa 1.

*Limonium perplexum* es un anfitrión o planta de tipo biológico múltiple, mayoritariamente terófitica aunque con ejemplares perennes cuando estos germinan y crecen sobre grietas. Posee óptimo estival temprano y es triploide y apomíctica, con nula diversidad genética conocida (Laguna *et al.*, 2016). Se describió por Sáez & Roselló (1998) y previamente se había confundido, desde su descubri-

miento en 1994, con la especie *L. cavaniillesii* Erben, extinta desde al menos 1909 (Sáez & Rosselló, 1990). La especie se ha censado desde 1995 (Gómez Serrano *et al.*, 2005; Laguna *et al.*, 2016; Pérez-Rovira *et al.*, 2021), y su única población nativa mundial se sitúa en la plataforma de un acantilado costero poco elevado, de unos 40 m<sup>2</sup> de superficie y con alto riesgo de colapso (Laguna & Ferrer-Gallego, 2016), en la microrreserva de flora —en adelante MRF— «Torre Badum» (Peñíscola), donde su censo ha oscilado entre 19 y 600 ejemplares (Ferrando *et al.*, 2014; Laguna *et al.*, 2016). Entre 2005 y 2018 se realizaron once plantaciones y una



Mapa 1. Distribución de las poblaciones naturales (estrellas) y plantaciones o siembras (triángulos) de las tres especies estudiadas. Izquierda, en azul, *Limonium irtaense*; en negro, *L. perplexum*. Derecha, *Silene cambessedesii*. Fuente: elaboración propia. Cartografía de referencia: UTM ETRS89, EPGS 25830, del Institut Cartogràfic Valencià (<https://icv.gva.es>).

siembra cuya evolución se ha analizado por Pérez Rovira *et al.* (2021). En 2015 se localizó un núcleo poblacional en el enclave de La Cubanita, al sur de una de esas plantaciones, pero independiente de esta, en la MRF Cala Argilaga (Peñíscola), para la que no puede determinarse si proviene de la dispersión de semilla de ejemplares plantados, o si podría tratarse de una población nativa no localizada con antelación (Pérez Rovira *et al.*, 2021). Se ha tratado por ello, por defecto, como una posible población natural.

*Limonium irtaense* fue descrita por algunos de los autores del presente artículo (Ferrer-Gallego *et al.*, 2015), localizándose en acantilados bajos al N del área de distribución conocida de *L. perplexum*, pero sin solaparse con aquella. Se conocen dos núcleos poblacionales separados entre sí 1,5 km. La suma de ambos núcleos, que reúnen toda la población mundial, osciló entre 17 y 21 ejemplares con antelación al paso de la tormenta Gloria (v. Navarro *et al.*, 2020). A diferencia de su congénere *L. perplexum*, se trata de un caméfito de porte almohadillado, si bien ambas especies viven en un ambiente similar, dentro de comunidades de la clase fitosociológica *Crithmo-Staticetea*, que reciben continuamente el hálito marino.

*Silene cambessedesii* es un terófito de óptimo primaveral, propio de las playas de las islas Pitiusas en Baleares y del litoral meridional castellonense, que llegó a tener hasta cuatro poblaciones en los ambientes dunares de la comarca de La Plana Baixa, entre las localidades de Nules y Almenara (Aguilella *et al.*, 2010; Navarro *et al.*, 2015). Desde 2001 solo se conserva en una de ellas, la existente en la MRF Platja d'Almenara. Desde 2012

hasta 2018 se han realizado 11 plantaciones a lo largo de su antigua área de distribución, extendiéndose además hacia el sur, en ambientes similares al norte de la provincia de Valencia. La población natural de la MRF citada ha oscilado entre 315 y 8.835 individuos con antelación al paso de la tormenta Gloria.

## 2.2. Metodología

El seguimiento de campo, censos, georreferenciación y subsiguientes capas de información geográfica se desarrollaron siguiendo la metodología de Navarro *et al.* (2010). Los censos se aplicaron a la totalidad de ejemplares, teniendo en cuenta que para *L. perplexum* y *S. cambessedesii* todos los ejemplares florecen en el año, mientras en *L. irtaense* el censo abarcaba tanto adultos como juveniles. Los censos de las dos especies de *Limonium*, por su óptimo fenológico, se realizaban al inicio del verano, hacia finales de junio o durante el mes de julio, mientras los de *S. cambessedesii* se hicieron hacia el mes de abril de cada año.

Dado que los censos han de reflejar el comportamiento de las especies dentro del hábitat, estos no incluyen las cifras de los ejemplares plantados, para el año de plantación o siembra; cada nuevo núcleo poblacional artificial se computa por tanto a la estación siguiente a partir del de dicha introducción en el medio. Ello puede implicar que, en alguna tabla, la primera cifra que aparezca para un censo sea directamente 0, si no se registraron germinaciones o si, como consecuencia de temporales, el terreno resultó destruido o el sustrato enterrado. Además, en el caso de plantaciones o siembras, los datos censales analizados corresponden a lo implantado hasta

2018, esto es, con poblaciones censadas por primera vez en 2019 o antes de dicho año, sin merma de que se extiendan comentarios sobre el efecto registrado en traslocaciones realizadas en 2019 o en años posteriores, pero de datos no computados para tales censos. Aunque se realizaron plantaciones entre 2019 y 2021, se han incluido puntualmente comentarios sobre ellas, pero sin aportar sus datos en las gráficas y mapas, para no distorsionar la interpretación de la evolución de los censos aportados.

Para evaluar el riesgo de desaparición de las especies generado por el paso del temporal Gloria, se han utilizado los criterios de lista roja de IUCN (2012b). No existiendo aún un criterio fijado para la consideración de las poblaciones de origen artificial, se han utilizado dos opciones de estimación. Una primera opción se refiere al cálculo usando exclusivamente los datos de las poblaciones naturales. La segunda se ha desarrollado usando los datos de los núcleos poblacionales naturales y

de aquellos que de origen artificial con al menos cinco años desde su plantación o siembra. Este límite se ha tomado teniendo en cuenta que, para la única especie analizada de la que se tienen datos demográficos con suficiente antigüedad — caso de *Limonium perplexum*—, el trabajo de Laguna *et al.* (2016) permite deducir que, a partir aproximadamente del quinto año tras la implantación, las poblaciones artificiales tienden a seguir una dinámica interanual similar a las naturales. En consecuencia, para esos núcleos artificiales se han estimado solo los datos para poblaciones plantadas hasta 2016, desestimando plantaciones posteriores. Por otro lado, y dada la dificultad para establecer el concepto de población en el caso de traslocaciones de conservación cuando varios de los sitios de plantación son muy próximos entre sí, se ha optado por considerar cada núcleo poblacional implantado como una población independiente, a la hora de evaluar las especies conforme a los criterios ya citados.

## 3. Resultados y discusión

Los censos de *Limonium irtaense* (Figura 1) y *L. perplexum* (Figura 2) hasta 2020 se encuentran detallados respectivamente en las tablas y comentarios de los trabajos de Navarro *et al.* (2020) y Pérez Rovira *et al.* (2021).

El efecto de la tormenta Gloria sobre *L. irtaense* ha sido especialmente grave (Navarro *et al.*, 2020). En 2013, el mismo año en que se iniciaron los censos de la especie, se realizó una plantación, a la que se sumaron otras dos en 2019, con 244 ejemplares —censos no computados en la Figura 1—; estas últimas no llegaron a medrar ni pudieron ser

censadas en 2020, al ser totalmente destruidas por el embate de las olas. La inicial de 2013, que había disminuido sus efectivos entre 2014 y 2018, estaba situada por encima del nivel usual de las comunidades de *Crithmo-Staticetea*, y resistió el efecto del temporal e incluso incrementó ligeramente su censo, pasando de 16 plantas en 2019 a 17 en 2020, por el reclutamiento de juveniles. La suma de las 2 poblaciones naturales pasó de 19 ejemplares en 2019 a solo 10 en 2020 —retroceso del 52,63 %—. La menor de las dos subpoblaciones, que en 2019 tenía cinco ejemplares, quedó



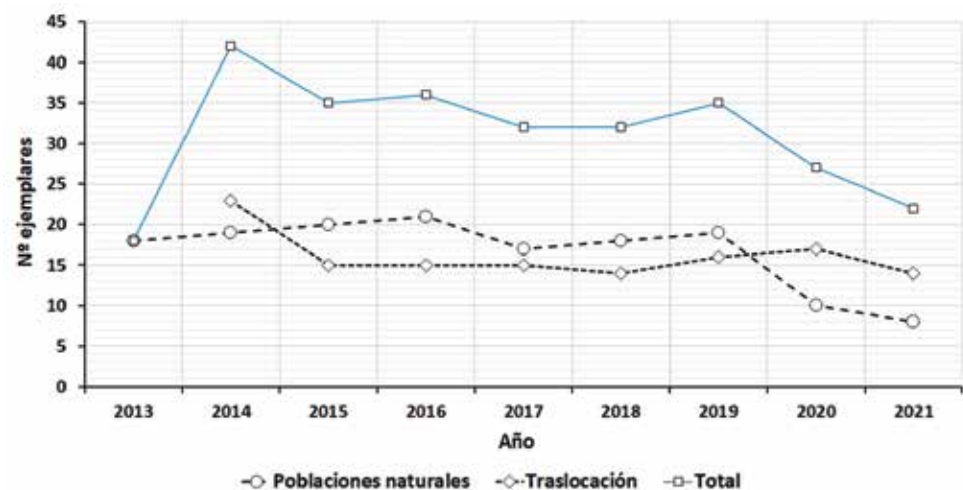


Figura 1. Evolución de los censos de *Limonium irtaense* desde su descubrimiento (2013) hasta 2021.

reducida a solo uno, esto es, un declive del 80 %. Sumando la totalidad de individuos de las poblaciones naturales y artificiales, entre 2019 y 2020 se pasó de 35 a 27, esto es, una reducción del 22,86 %, a lo que hay que añadir que, en el caso de las poblaciones naturales, se detectaron daños físicos notables en muchos de los ejemplares supervivientes. En 2021 el número total es de 22 ejemplares, correspondiendo 8 a las naturales y 14 a la reintroducida, con el agravante de que, aparentemente, la población natural menor se habría extinguido, aunque habrá que esperar a los próximos años por si se detectara reclutamiento natural.

En el caso de *L. perplexum*, el trabajo de Laguna *et al.* (2016) demostró que los nuevos núcleos poblacionales artificiales llegaban a tener, al cabo de varios años tras su plantación —en el entorno de 5—, una dinámica interanual similar a la de la población de referencia de la MRF Torre Badum. Ello impli-

caba que se venía obteniendo un notable éxito de conservación con la citada especie, declarada legalmente En peligro de extinción por la normativa valenciana (Aguilella *et al.*, 2010). Considerando los datos de las poblaciones naturales —la ya indicada y la posiblemente natural de La Cubanita en la MRF Cala Argilaga—, y los 12 núcleos poblacionales de plantaciones y siembras realizadas hasta 2018, susceptibles de seguimiento antes del paso del temporal Gloria, el número de efectivos de la especie había oscilado entre 31 en 2010, y 1622 en 2019. Para ese último año, los valores se desdoblaban en 690 plantas en las poblaciones naturales y 932 en las artificiales, que tras el paso del temporal Gloria en enero de 2020, quedaron reducidos respectivamente a 167 (24,20 % sobre el año anterior) y 92 (9,87 %). La suma de ambos grupos, 259 ejemplares, representa por tanto solo el 15,96 % de lo que había en 2019, esto es, un declive del 84,03 %. Aunque

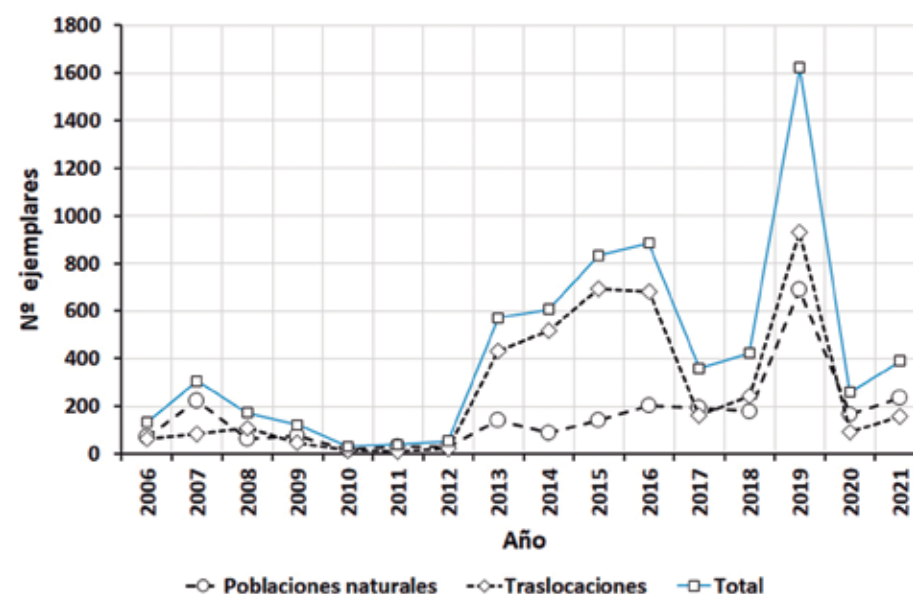


Figura 2. Evolución de los censos de los últimos años de *Limonium perplexum*. Para datos anteriores pueden consultarse los trabajos de Laguna *et al.* (2016) y Pérez Rovira *et al.* (2020).

a diferencia del caso de *L. irtaense* los datos no son tan concluyentes, al tratarse de una especie anual, expuesta a fluctuaciones interanuales, el temporal barrió de las plataformas de los acantilados el sustrato arenoso donde crece la especie, eliminando el banco edáfico de semillas que se había formado tras las sucesivas generaciones de plantas (Pérez Rovira *et al.*, 2021). El efecto fue muy patente en las poblaciones artificiales, de las que solo en tres se superaron los 20 ejemplares en 2020, y en 9 se registraban entre cero y cinco individuos; a cambio en las dos poblaciones naturales se censaron 61 y 106 ejemplares. Los resultados obtenidos aconsejan un replanteamiento de las plantaciones futuras a realizar, a fin de generar poblaciones más resilientes (Pérez Rovira *et al.*, 2021). En 2021, la suma de las poblaciones naturales

ha rendido 233 ejemplares (incremento del 39,52 %), y la de las artificiales, 157 (70,65 %). A pesar del incremento, solo dos poblaciones artificiales superaban los 20 individuos.

Para *Silene cambessedesii*, a pesar del número de años transcurridos, los resultados ya avanzados en trabajos como los de Navarro *et al.* (2015) y los censos aportados en la Tabla 1 no permiten conocer suficientemente los factores que intervienen en la dinámica de sus poblaciones, aunque del seguimiento de las plantaciones realizadas, se deduce que puede existir una fuerte influencia de la fisiografía del terreno en la pervivencia de los núcleos poblacionales establecidos. Tanto las poblaciones desaparecidas —en especial la de la MRF Platja de Moncofa, que fue objeto de varios intentos de reintroducción (V. Aguilella *et al.*, 2020)—, como las de

núcleos poblacionales establecidos en algunas zonas de la duna del Marjal dels Moros (Sagunt, Valencia), situadas sobre superficies más o menos elevadas sobre el nivel del mar, han tenido significativos problemas de supervivencia, al quedar enterradas por el retroceso del sustrato dunar tras los temporales costeros de años anteriores. En otros enclaves como Xilxes o La Llosa —ver Tabla 1—, todo indica que las ubicaciones elegidas pueden haber sido poco acertadas para los requerimientos de la especie, insuficientemente conocidos todavía. A cambio, la especie ha medrado sustancialmente en zonas con dunas muy bajas, donde los temporales han conllevado un efecto de barrido de la arena que han podido arrastrar las semillas y enterrarlas bajo una capa relativamente somera de arena.

La reducción experimentada por el paso del temporal Gloria fue del 100 % para el caso de la única población natural, la de Almenara —donde el antiguo perfil de la duna fue arrasado por el oleaje, dejando un paisaje casi horizontal de cubierto de gravas—, y del 98,59 % respecto de los datos de 2019 para la suma de las poblaciones artificiales. Considerando la suma de todas las poblaciones, se pasó de 9425 a 128 ejemplares, reduciéndose por tanto un 98,64 %. Al añadir los datos del censo de la primavera de 2021, se ha podido constatar que la población de Almenara no se ha extinguido en su totalidad, aunque los sitios óptimos con arenas requeridos por la especie desaparecieron en la MRF —actualmente cubierta por gravas—; de hecho los ejemplares observados en 2021 se situaban ya fuera de dicha zona protegida, lo que

obligará a replantear la estrategia de conservación de la planta —por ejemplo, mediante remoción del sustrato para recuperación de la capa de arenas ahora enterrada—. En las poblaciones artificiales ha habido una recuperación desigual, aunque una de ellas, L'Almardà-1 (ver Tabla 1), ha presentado el censo más notable registrado hasta ahora en ninguno de los núcleos poblacionales. Tanto en este caso como en las otras parcelas en las que se observa un incremento respecto de los valores de 2019 (M1, M2, A2 y X1 de la Tabla 2) se habría producido una dispersión de las semillas con un enterramiento somero o, en su caso, el desenterramiento de las que previamente hubieran sido enterradas por temporales previos, acercándolas a la superficie y permitiendo su mejor germinación.

Con respecto al enclave en categorías de UICN, *Limonium irtaense* fue indicado como CR (en peligro crítico) por Ferrer-Gallego *et al.* (2015), sin especificación detallada de los criterios UICN utilizados. *L. perplexum* se categorizó CR por Aguilera *et al.* (2010) al cumplir el criterio B1ac(iv)+2ac(iv). Para *Silene cambessedesii*, Aguilera *et al.* (op. cit.) la adscribieron a la categoría CR al constatar que se daban los criterios B1ab(i,ii,iii,iv,v)c(iv) + 2ab(i,ii,iii,iv,v)c(iv). La evaluación realizada a partir de los datos aportados ahora sería la que se expresa en la Tabla 2.

Los resultados de la evaluación indican un estado especialmente grave las poblaciones naturales de *L. irtaense* y *S. cambessedesii*; en esta última especie, se corre el riesgo de que la única población nativa conocida de la península ibérica se extinga en un plazo breve,

Año	Núcleos poblacionales y nº de ejemplares														
	Artificiales													SUMA	TOTAL
	ALM	M1	A1	PM	M2	M3	A2	LL	M4	GP	X1	X2			
2005	2695												0	2695	
2006	160												0	160	
2007	2778												0	2778	
2008	6224												0	6224	
2009	8861												0	8861	
2010	159												0	159	
2011	99												0	99	
2012	8909												0	8909	
2013	8935	774											774	9709	
2014	4188	501	228	583	61								1373	5561	
2015	7487	2863	309	147	142	7	28	0					3496	10983	
2016	933	488	403	2	11	0	7	0	4	1643			2558	3491	
2017	45	0	1630	12	0	0	298	5	0	5586	80	9	7620	7665	
2018	464	12	228	0	15	0	27	0	1	4364	4	0	4651	5115	
2019	315	31	2215	150	87	0	106	0	1	6509	10	1	9110	9425	
2020	0	0	114	0	0	0	13	1	0	0	0	0	128	128	
2021	16	117	10460	0	250	0	400	24	0	124	57	0	11432	11448	

Tabla 1. Censos anuales de la población de la microrreserva de flora (MRF) Platja d'Almenara (ALM) y de los diferentes núcleos poblacionales.

Localización de los núcleos poblacionales: ALM: MRF Platja d'Almenara (Almenara, Castellón); M1, 2, 3 y 4: Marjal dels Moros (Sagunt, Valencia); A1 y 2: playas de L'Almardà (Sagunt); PM: MRF Platja de Moncofa (Moncofa, Castellón); LL1: playa de La Llosa (La Llosa, Castellón); GP: Gola de Pals, Marjal de Rafalell-Vistabella (Valencia); X1 y 2: playa de Xilxes (Xilxes, Castellón). Fuente: elaboración propia.

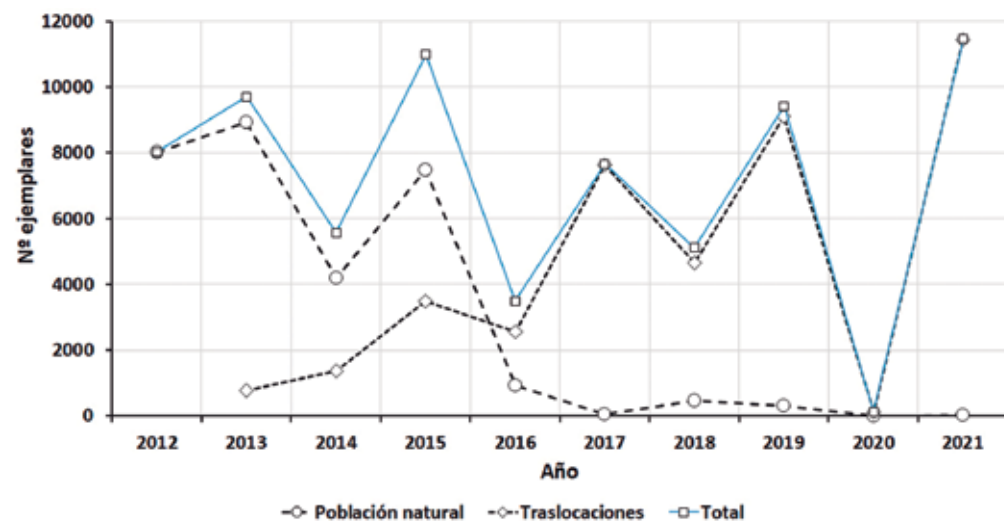


Figura 3. Evolución de los censos de *Silene cambessedesii*.

especialmente si se suceden nuevos temporales costeros. A cambio, esta última especie es la que posee menor riesgo de desaparición si se considera la totalidad de poblaciones, al unir las artificiales, ya que dejaría de estar en la

categoría de máximo riesgo (CR), situándose en la inmediatamente inferior, VU (vulnerable).

Especie	Solo poblaciones naturales			Poblaciones naturales y traslocados		
	Nº	Criterios	Cat.	Nº	Criterios	Cat.
<i>Limonium irtaense</i>	2	B1ab(i,ii,iii,iv,v)+2ab(i,ii,iii,iv,v); C2a(i); D	CR	3	B1ab(i,ii,iii,iv,v)+2ab(i,ii,iii,iv,v); C2a(i); D	CR
<i>Limonium perplexum</i>	2	B1ab(iii,v)c(iv)+2ab(iii,iv)c(iv); C2b	CR	12	B1b(i,ii,iii,iv,v)+2ab(i,ii,iii,iv,v)c(iv)	CR
<i>Silene cambessedesii</i>	1	A1ac+2;B1ab(i,ii,iii,iv,v)c(iv)+2a(i,ii,iii,iv,v)c(iv);C1+2a(i,ii);D	CR	12	B1ac(iv)+2ac(iv); D2	VU

Tabla 2. Evaluación de criterios y categoría UICN para las tres especies analizadas, considerando solo las poblaciones naturales, o añadiéndoles las artificiales de al menos cinco años de antigüedad. Nº: número de núcleos poblacionales considerados. Cat: categoría UICN.

#### 4. Conclusiones

Los resultados obtenidos demuestran una respuesta desigual de las especies en función de sus tipos biológicos, hábitats y estrategias comportamentales, que deberán ser testados en los próximos años mediante la continuación de los censos abordados hasta ahora.

Como aspecto más relevante, resulta evidente que los eventos catastróficos como los temporales costeros, cada vez más esperables en un escenario de cambio global (Laguna y Ferrer-Gallego, 2016), deberían tenerse en cuenta en la planificación para la conservación.

#### Agradecimientos

A los componentes de las brigadas Natura 2000 de las provincias de Castellón y Valencia, agentes medioambientales de la Generalitat valenciana, estudiantes en prácticas de los grados de Ciencias Biológicas y Geografía y Medio Ambiente de la Universitat de València, ONG locales de custodia territorial y grupos de voluntariado, que han ayudado a realizar los censos otros trabajos relacionados con la demografía de las especies aquí. Al Dr. Juan Jiménez Pérez, jefe del Servicio de Vida Silvestre y Red Natura 2000, por la revisión crítica de informes internos anuales de los censos de las tres especies aquí tratadas, con que han ayudado a elaborar este artículo.

#### 5. Referencias

- AGUILELLA, A., FOS, S. y LAGUNA, E. (Eds.) (2010): 2010. *Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas Valencia*, Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge. Generalitat Valenciana, 358 pp. <https://agroambient.gva.es/es/web/biodiversidad/catalogo-valenciano-de-especies-de-flora-amenazadas>
- GÓMEZ SERRANO, M. A., MAYORAL, O., LAGUNA, E., PEÑA, J. y BONET, A. (2005): «Demografía del endemismo valenciano *Limonium perplexum* L. Sáez & Rosselló (Plumbaginaceae)», *Flora Montiberica*, 30, 9-14.
- FERRER-GALLEGO, P. P., NAVARRO, A. J., PÉREZ-ROVIRA, P., ROSELLÓ, R., ROSSELLÓ, J. A., ROSATO, M. y LAGUNA, E. (2015): «A new polyploid species of *Limonium* (Plumbaginaceae) from the Western Mediterranean basin», *Phytotaxa*, 234, 263-270. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.234.3.7>
- FERRANDO, I., FERRER-GALLEGO, P. P., NAVARRO, A. J., ESCRIBÁ, M. C., ALBERT, F. J., MARTÍNEZ, V., PÉREZ ROVIRA, P., COCINA, L., SÁNCHEZ, S., GÓMEZ SERRANO, M. A., MANSANET, C.J. y LAGUNA, E. (2014): «Evolución de las poblaciones y aspectos de conservación del endemismo valenciano en peligro de extinción *Limonium perplexum*», *Conservación Vegetal*, 18, 7-9. <https://www.researchgate.net/publication/263505385>
- FOTINOS, T.D., NAMOFF, S., LEWIS, C., MASCHINSKI, J., VON WETTBERG, E. J. B. y GRIFFITH, M.P. (2015): «Genetic evaluation of a reintroduction of Sargent's Cherry Palm, *Pseudophoenix sargentii*». *J. Torrey Bot. Soc.*, 142: 51-62. <https://doi.org/10.3159/TORREY-D-14-00004.1>
- IUCN (2012a): IUCN-CMP Unified Classification of Direct Threats. Gland, International Union for Nature Conservation. [https://nc.iucnredlist.org/redlist/content/attachment\\_files/dec\\_2012\\_guidance\\_threats\\_classification\\_scheme.pdf](https://nc.iucnredlist.org/redlist/content/attachment_files/dec_2012_guidance_threats_classification_scheme.pdf)
- IUCN (2012b): IUCN Red List Categories and Criteria: version 3.1, Second edition. Gland and Cambridge, International Union for Nature Conservation. <https://www.iucn.org/content/iucn-red-list-categories-and-criteria-version-3.1-second-edition>
- LAGUNA, E. y FERRER-GALLEGO, P. P. (2016): «Global environmental changes in a unique flora: Endangered plant communities in the Valencia region». *Mètode Sci. Stud. J.*, 6, 36-45. <https://doi.org/10.7203/metode.6.4127>
- LAGUNA, E., NAVARRO, A. J., PÉREZ ROVIRA, P., FERRANDO, I. y FERRER-GALLEGO, P. P. (2016): «Translocation of *Limonium perplexum* (Plumbaginaceae), a threatened coastal endemic», *Plant Ecol.*, 217, 1183-1194. <https://doi.org/10.1007/s11258-016-0643-4>
- LIPPINCOTT, C. (1995): «Reintroduction of *Pseudophoenix sargentii* in the Florida Keys», *Principes*, 39, 5-13.
- MASTER, L. L., FABER-LANGENDOEN, D., BITTMAN, R., HAMMERSON, G. A., HEIDEL, B., RAMSAY, L., SNOW, K., TEUCHER, A. y TOMAINO, A. (2012): *NatureServe Conservation Status Assessments: Factors for Evaluating Species and Ecosystem Risk*. Arlington, NatureServe. [https://www.natureserve.org/sites/default/files/natureserveconservationstatusfactors\\_apr12.pdf](https://www.natureserve.org/sites/default/files/natureserveconservationstatusfactors_apr12.pdf)
- NAVARRO, A. J., OLTRA, J.E., PÉREZ BOTELLA, J., PÉREZ ROVIRA, P. y LAGUNA, E. (2010): «Cartografía de poblaciones de taxones del Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas», en: Giménez Font, P., Marco Molina, J. A., Matarredona, E., Padilla, A. y A. Sánchez Pardo (Eds.): *Biogeografía: una ciencia para la conservación del medio*. Alicante, Universidad de Alicante, pp. 99-107. <https://www.researchgate.net/profile/Emilio-Laguna/publication/271205471>
- NAVARRO, A. J., FERRER-GALLEGO, P. P., FERRANDO, I., ALBERT, F. J., MARTÍNEZ, V., ESCRIBÁ, M. C., OLTRA, J.E., PÉREZ ROVIRA, P. y LAGUNA, E. (2015): «Experiencias de conservación activa e in situ con *Silene cambessedesii*, especie en peligro de extinción en la Comunidad Valenciana», *Conservación Vegetal*, 19, 11-13. [https://repositorio.uam.es/bitstream/handle/10486/669366/CV\\_19\\_5.pdf?sequence=1](https://repositorio.uam.es/bitstream/handle/10486/669366/CV_19_5.pdf?sequence=1)
- NAVARRO, A. J., LAGUNA, E., PÉREZ ROVIRA, P., FERRER GALLEGO, P. P., FERRANDO, I. y ALBERT, F. J. (2020): «Conservació de l'endemisme vegetal de la serra d'Irta (Castelló) *Limonium irtaense*», *Nemus* 10, 148-156. <https://raco.cat/index.php/Nemus/article/view/386823/480230>
- PÉREZ ROVIRA, P., NAVARRO, A. J. y LAGUNA, E. (2021): «Efectes del temporal 'Glòria' sobre l'estat de conservació de l'endemisme vegetal de la serra d'Irta (Castelló) *Limonium perplexum*». *Nemus*, 11, 48-55. <https://raco.cat/index.php/Nemus/article/view/391556/484836>

ROIG-MUNAR, F. X., FORNER, E., SEGURA, J., GUAL, V., MARTÍN-PRÍETO, J. A., RODRÍGUEZ-PÉREA, A., GELABERT, B. y VILAPLANA, J. M. (2020): «Efectes de la borrasca Glòria sobre els blocs elevats de la costa rocosa de la serra d'Irta (el Baix Maestrat, País Valencià)», *Nemus*, 10, 10-20. <https://raco.cat/index.php/Nemus/article/view/386470/479866>

SÁEZ, L. y ROSSELLÓ, J. A. (1999): «Is *Limonium cavanillesii* Erben (Plumbaginaceae) really an extant species?» *Anales J. Bot. Madrid*, 57, 47-55. <http://dx.doi.org/10.3989/ajbm.1999.v57.i1.188>

## PÉRDIDAS DEL BOSQUE LAURIFOLIO HIGRÓFILO EN ZONAS DE LA CORDILLERA DE LA COSTA DE LA REGIÓN DE VALPARAÍSO (CHILE)

Roxana Lebuy Castillo<sup>1</sup>, Sergio Rojas Muñoz<sup>2</sup>, Francisco de La Barrera Melgarejo, Irma Trejo Vázquez<sup>3</sup>

### Resumen

La zona central de Chile se caracteriza por una vegetación esclerófila y xerofítica dominante, y escasos relictos de bosques higrófilos que en el pasado dominaron el paisaje. Este tipo de bosque presenta un alto grado de endemismo y alto valor relictivo, razón por la cual necesita de mecanismos de protección y conservación ante los cambios paisajísticos que han incidido negativamente en su cuidado y preservación. En esta investigación se analizan y cuantifican los cambios del bosque laurifolio higrófilo en tres áreas ubicadas a lo largo de la cordillera de la Costa de la Región de Valparaíso. Los resultados evidencian una reducción de su superficie y su vigorosidad, la que es particularmente intensa desde el año 2006. Esto coincide con una disminución de las precipitaciones y al aumento de temperaturas medias que ha experimentado gran parte del país, además de una incrementada presión antrópica cada vez más próxima a estas formaciones.

**Palabras clave** *bosque laurifolio higrófilo, disminución de las precipitaciones, vigorosidad de la vegetación, vulnerabilidad*

### Abstract

The central zone of Chile is characterised by a dominant sclerophyllous and xerophytic vegetation, and scarce relicts of hygrophilous forests that dominated the landscape in the past. This type of forest has a high degree of endemism and high relict value, which is why it needs protection and conservation mechanisms in the face of landscape changes that have had a negative impact on its care and preservation. This research analyses and quantifies the changes in the hygrophilous lauriphylous forest in three areas located along the cordillera de la Costa in the Valparaíso Region. The results show a reduction in its surface area and vigour, which has been particularly intense since 2006. This coincides with a decrease in precipitation and the increase in average temperatures that much of the country has experienced, in addition to increased anthropic pressure increasingly close to these formations.

**Keywords** *Lauriphylous hygrophilous forest, Decreased precipitation, vegetation vigour, vulnerability*

<sup>1</sup>Centro de Investigación e Innovación para la Sostenibilidad de la Agricultura y los Territorios Rurales Ceres-PUCV. <sup>2</sup>Universidad de Concepción. <sup>3</sup>Instituto de Geografía, UNAM.

<sup>1</sup>rlebuy@centrocere.cl, <sup>2</sup>serojasmunoz@gmail.com, <sup>3</sup>fdelabarrera@gmail.com,itrejoig@gmail.com



## 1. Introducción

La zona central de Chile se encuentra bajo la influencia del clima mediterráneo, que se caracteriza por un aumento de las precipitaciones durante los meses de invierno, de junio a septiembre, y por veranos cálidos y secos, que se prolongan de siete a ocho meses (Brito-Rozas & Flores-Toro, 2014). La zona corresponde a un hotspot de biodiversidad, presentado un alto grado de diversidad florística y endemismo (Ceballos et al., 2015). En estas condiciones predomina el bosque esclerófilo, caracterizado por la presencia de especies leñosas siempreverdes de hojas duras cerosas (Quintanilla, 1977), resistentes a veranos secos o periodos de sequía. Inmerso en las características xerófilas de este bioclima, los fondos de quebradas, principalmente en áreas montañosas de la cordillera de la Costa, han permitido el desarrollo de especies arbóreas de tipo higrófilas como *Beilschmiedia miersii*, *Drymis winteri*, *Myrceugenia apiculata*, debido al exceso de humedad edáfica, el anegamiento estacional de las quebradas, los aportes de las vertientes con salida superficial, y finalmente los aportes de neblinas (Donoso, 1982).

Ambos sistemas, el esclerófilo y el higrófilo son extremadamente vulnerables y se encuentran sometidos a una histórica presión agrícola, pecuaria y de extracción (Armesto & Martínez, 1978), además

de la actual presión urbana, lo que ha provocado la reducción de la cobertura vegetal de estas especies. La problemática anterior se agrava debido a un continuo y excesivo déficit de la precipitación, que se ha producido desde el año 2008 y que ha alterado la alternancia natural de años lluviosos y secos que caracteriza al área de estudio y a la zona centro-norte de Chile (Garreaud, 2021). Este déficit en la lluvia, sumado al alza sostenido de la temperatura media durante la última década en las zonas del secano costero e interior, han producido un cambio en la dinámica climática del área acentuando los rasgos semiáridos.

Este patrón de modificación climática resulta especialmente delicado para el bosque laurifolio higrófilo que depende de altas concentraciones de precipitación y humedad para mantenerse, siendo necesario identificar la localización de estos bosques para su monitoreo y resguardo. Este trabajo busca describir la distribución y los cambios de las comunidades dominadas por especies higrófilas a lo largo de la cordillera de la Costa, con el propósito de que los resultados sienten las bases de estudios más profundos enfocados en la conservación de los remanentes de estos bosques en la zona central de Chile, con particular interés en el contexto del cambio climático actual.

## 2. Materiales y métodos

Las áreas de estudio se localizan en diferentes latitudes de la cordillera de la Costa de la región de la zona central, particularmente en zonas de las provincias de No-

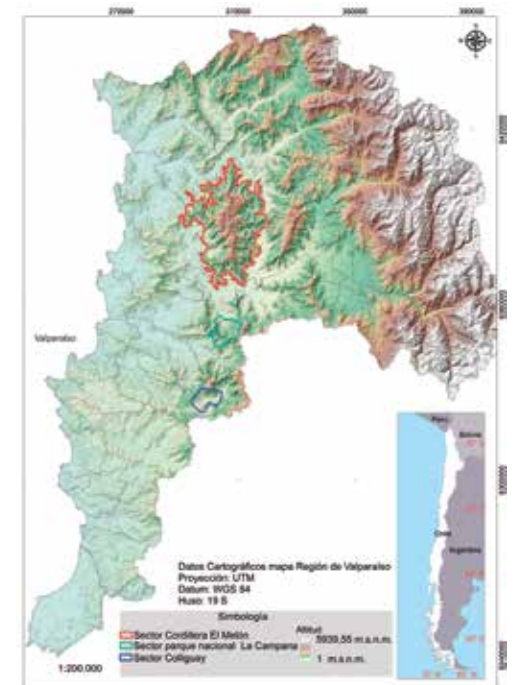
gales, Quillota y Marga-Marga, de la Región de Valparaíso. Las tres áreas seleccionadas son: a) la cordillera El Melón entre la latitud 32° 30' y 32° 46' S y longitud 71° y 71° 13' O,

que corresponde al sitio más septentrional; b) el área intermedia, que es el parque nacional La Campana entre la latitud 32° 55' y 33° 01' S y longitud 71° 09' y 71° 01' O), en la comuna de Olmué; y c) el área meridional, que corresponde a Colliguay entre la latitud 33° 07' y 33° 14' S y longitud 71° 15' y 71° 00' O, comuna de Quilpué (Mapa 1). Estas tres áreas han sido estudiadas y caracterizadas previamente como hábitat del bosque laurifolio higrófilo, el cual se distribuye preferentemente en sectores donde encuentra las condiciones ambientales favorables para su establecimiento, a saber, exposición sur o umbría, fondos de quebrada, próximos a acequias y cursos de agua.

Cabe mencionar que el relieve de la cordillera de la Costa en la Región de Valparaíso está fuertemente influenciada por la elevación, la orientación, la distancia al océano Pacífico, la neblina costera que se desarrolla entre 300 y 800 m de altitud (Luebert & Pliscoff, 2012) y por las temperaturas moderadas a bajas (temperatura media anual promedio 12,1 °C, amplitud térmica anual promedio 8,9 °C), con precipitaciones anuales de 377 mm en sectores más bajos (Pliscoff & Fuentes-Castillo, 2011), las cuales tienden a aumentar con la elevación y la latitud del terreno, superando los 600 milímetros promedio en los sectores de La Campana y Colliguay (Dirección General de Aguas) y por esta razón, la vegetación costera tiene rasgos menos xerofíticos que las comunidades vegetales interiores (Santibáñez et al., 2014). Estas importantes características cumplen con los requerimientos de las especies higrófilas, ya que se reduce cuantiosamente la evaporación, y mantiene la humedad ambiental mediante la condensación de agua en las vertientes inclinadas, además de la

influencia marina que se hace sentir en la costa por los nublados frecuentes, y la elevada humedad del aire, además de las precipitaciones (Teillier et al., 2010).

La combinación de las condiciones climáticas con el relieve conforma las condiciones ideales para la presencia de bosques esclerófilos con abundantes elementos laurifolios (Luebert & Pliscoff, 2012). Estos factores permiten el desarrollo de este tipo de bosque en fondos de quebrada, dominados por *Beilschmiedia miersii*, *Dasyphyllum excelsum* y *Cryptocarya alba* y el Bosque laurifolio higrófilo de *Drimys winteri*, acompañado de *Crinodendron patagua*, *Otholobium glandulosum* y *Escallonia myrtoidea* (Hauck et al., 2016).



Mapa 1. Localización de las áreas de estudio y de las estaciones meteorológicas utilizadas en la Región de Valparaíso (Chile). Fuente: elaboración del autor.

## 2.2. Métodos de análisis

Con la finalidad de identificar el área de distribución del bosque higrófilo dentro de las tres áreas de estudio, se seleccionaron las vertientes o laderas expuestas al sur (umbría), donde se mapearon las quebradas, y se delimitó para cada una de ellas una zona de influencia (*buffer*) de 30 metros a cada lado de los cursos de agua. Adicionalmente, se definió la curva de los 1300 m s. n. m. como límite máximo de altura para la distribución del hábitat específico de este ecosistema.

Para efectuar el análisis del paisaje actual y cuantificación de los cambios de uso de suelo en las áreas de estudio, para un periodo de 35 años, correspondiente a los años 1986, 1992, 1999, 2006, 2014 y 2021 se realizó el procesamiento de datos mediante el uso de tecnologías de información geográfica. Se utilizaron principalmente los datos de los meses de enero y febrero de cada año, donde se detecta el efecto del comportamiento climático del año anterior. Los datos fueron extraídos mediante las imágenes satelitales de los sensores Landsat TM 5 y Landsat OLI/TIRS 8, y las escenas fueron adquiridas en la plataforma Earth Explorer – USGS, en la que se modificaron aspectos tales como la localización de imágenes y cobertura de nubes, esta última con un rango máximo del 20 %.

A partir de estas imágenes, se obtuvo el índice de vegetación de diferencia normalizada NDVI (ver Figura 1), el cual es un indicador simple para hacer un seguimiento de las sequías, supervisar predecir e identificar zonas de bosque denso o producción agrícola, ayudar en la predicción de las zonas con riesgo

de incendio, y cartografiar la desertización. El cálculo de este índice dispone de un rango de variación fijo entre -1 y +1, lo que permite establecer umbrales y comparar imágenes. Es así como los valores negativos (-1 a 0) representan cuerpos de agua, los valores positivos muy bajos, del orden de 0,1 a 0,2, corresponden a áreas rocosas, arenosas o nevadas, y los valores muy altos de 0,6 a 1 pueden corresponder a áreas de bosque denso con alta vigorosidad.

Expresiones matemáticas en Landsat 5

$$NDVI = \frac{B4 - B3}{B4 + B3}$$

Expresiones matemáticas en Landsat 8

$$NDVI = \frac{B5 - B4}{B5 + B4}$$

Figura 1. Ecuación NDVI, donde «B4» corresponde a la banda NIR (infrarrojo cercano) y «B3» a la banda rojo para Landsat TM 5 y que para el sensor Landsat OLI/TIRS 8 corresponden a la banda «B5» y «B4» respectivamente.

Fuente: elaboración propia.

Con el índice NDVI obtenido de las imágenes satelitales antes mencionadas, se logró identificar zonas con vegetación muy vigorosa, que correspondían a especies higrófilas localizadas en los fondos de quebradas. Se definieron coberturas de suelo para identificar fácilmente el bosque higrófilo objetivo: (1) suelo desnudo (vegetación seca), (2) vegetación dispersa (poco vigorosa), (3) vegetación abundante, vigorosa, (4) vegetación densa abundante y muy vigorosa.

Para los análisis de las precipitaciones y la temperatura se utilizó información de las estaciones meteorológicas

de Las Pataguas, El Cobre, Nogales, Quillota, Olmué, Caleu, Lliu-Lliu, a Colliquay. Toda esta información fue extraída desde organismos oficiales como la Dirección General de Aguas (DGA) y

Agroclima/Agromet. Los datos obtenidos fueron significativos para efectuar un análisis general del comportamiento de estas variables climáticas a nivel regional.

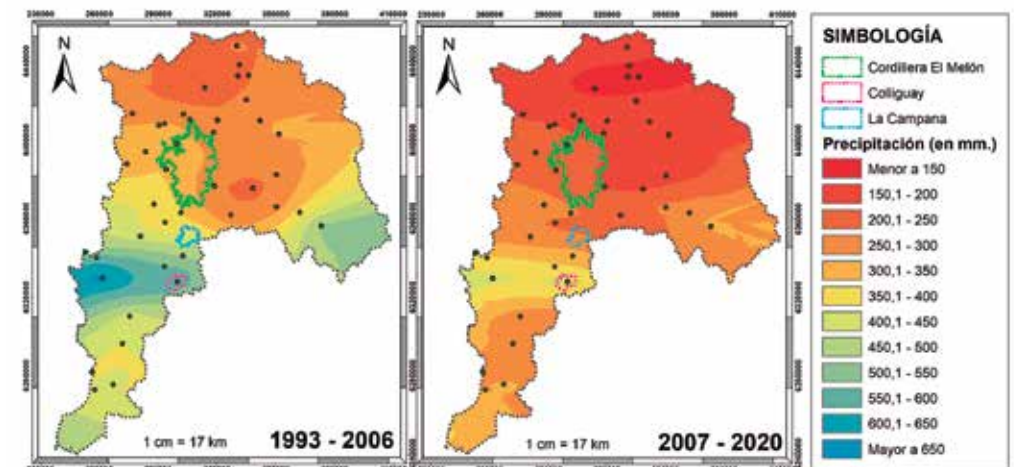
## 3. Resultados y discusión

### 3.1. Evolución de la precipitación y temperatura

En general se observó el descenso generalizado de áreas boscosas y/o vigorosidad de la vegetación, que se relacionó con la disminución de precipitaciones y el aumento de temperaturas medias, detectadas en las estaciones meteorológicas circundantes de cada área de estudio como se muestra en el Mapa 2, con cambios significativos en el comportamiento del clima.

Los análisis muestran una disminución de los valores medios de las precipitaciones anuales en el área de estudio, considerando los datos obtenidos de todas las estaciones pluviométricas de la

región con registros continuos mayores a 30 años. Así lo representa el Mapa 2, donde se visualizan pérdidas de entre un 20 % y 42 % de promedio de precipitación anual, comparando los periodos de 1993-2006 y 2007-2020, y que representa un fenómeno no solo a nivel local, sino regional. Además, como lo demuestra la Figura 2, se observa la desaparición de la alternancia natural de años lluviosos y secos desde la mitad de la década de 2000 en adelante, advirtiendo una situación generalizada tanto en áreas costeras como de los valles interiores.



Mapa 2. Comparación de la precipitación media anual en la Región de Valparaíso, entre los periodos de 1993-2006 y 2007-2020. Fuente: elaboración del autor en base a información DGA y MeteoChile.cl.

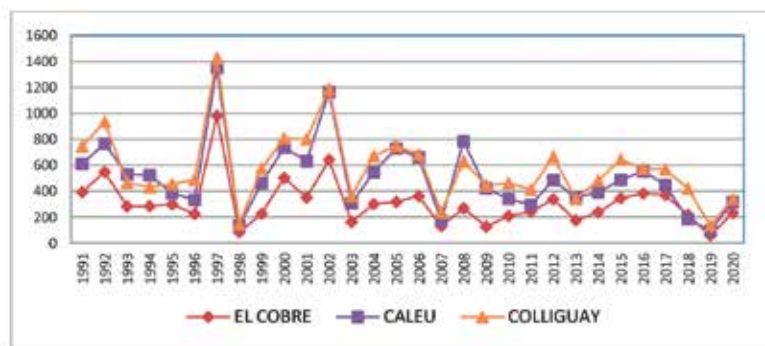


Figura 2. Evolución de la precipitación anual entre 1981 y 2021. Fuente: Dirección General de Aguas (DGA) y Agroclima/Agromet.

### 3.2. Dinámica espaciotemporal del bosque higrófilo

Basado en el comportamiento de los datos de precipitación y temperatura, se relacionaron algunos periodos de tiempos pasados para obtener información de los principales cambios que se han producido en el paisaje del bosque higrófilo en los últimos 45 años. Los resultados obtenidos a través del análisis de las imágenes de satélite permitieron conocer los cambios en el vigor de la vegetación, suelo y superficies con agua, al comparar la dinámica de estos cambios en las seis fechas disponibles (Tabla 1). Se identificó un patrón de comportamiento similar para las tres áreas de estudio de acuerdo con los resultados obtenidos del NDVI, donde se evidencia un aumento progresivo de la vigorosidad de las quebradas de umbría desde 1986 a 1992, con mayor énfasis en el parque nacional La Campana con un aumento de 1554 % entre 1986 y 1992, y de un 82 % entre los años 1992 y 1999. Este crecimiento pudo haberse visto influenciado por la declaración de La Campana como parque nacional en el año 1967, y el reconocimiento como

reserva de la biosfera para La Campana-Peñuelas en 1984 (Hauck *et al.*, 2016). En el área de Colliguay hay un aumento de un 462 % entre los años 1986 y 1992, y un 59 % entre los años 1992 y 1999, el segundo crecimiento más alto de las tres áreas. En cuanto al sector de cordillera El Melón, que contempla la mayor superficie para la localización del bosque higrófilo a nivel regional (CONAMA, 2005) se observa un crecimiento de 414 % entre los años 1986-1992 y 1999.

Entre los años 1999 y 2006 las precipitaciones se mantuvieron por debajo de los niveles de una año normal, con una disminución de la pluviometría registrada en las estaciones próximas a las tres áreas de estudio respectivamente (Figura 2). Claramente este nuevo escenario de menos lluvias no fue suficiente para mantener ni la superficie ni la vigorosidad del bosque que venía en aumento, y a partir del año 1999 se advierten pérdidas significativas en las tres áreas, siendo la comunidad higrófila de Colliguay la menos afectada, registrando una pérdida de 6,5 %, seguida por la cordillera El Melón con una pérdida del 43 %, y finalmente el parque nacional La Campana, que sufrió la ma-

Sector	Áreas Buffer 30 m (ha)	Áreas muy vigorosas en áreas buffer	Año					
			1986	1992	1999	2006	2014	2021
Cordillera El Melón	1463,4	Área total (ha)	129,3	664,9	846,5	481	466,7	432
		Pérdida/Ganancia (ha)	-	535,6	181,6	-365,5	-14,3	-37,7
		Pérdida/Ganancia (%)		414	27,3	-43,1	-2,9	-7,4
P.N. La Campaba	173,1	Área total (ha)	5,7	94,3	171	59	29	32
		Pérdida/Ganancia (ha)	-	88,6	76,7	-112	30	-3
		Pérdida/Ganancia (%)		1554	81	-65,4	-50,8	10,3
Colliguay	200,9	Área total (ha)	7,3	41,0	65,2	60,9	29,4	30
		Pérdida/Ganancia (ha)	-	33,7	24,2	-35,8	-31,5	0,6
		Pérdida/Ganancia (%)		462	59	-6,5	-51,7	2

Tabla 1. Pérdidas y ganancias de superficies de distribución de bosque higrófilo. Fuente: elaboración propia en base a análisis de NDVI con imágenes obtenidas de Earth Explorer-USGS.

yor pérdida con el 65,4 % de superficies muy vigorosas entre los años 1999 y 2006.

Cabe destacar que la región de Valparaíso mantiene un registro de megasecuía que se prolonga desde el año 2007, donde además existe una disipación de los eventos de lluvias excepcionales que produce el fenómeno de El Niño-Oscilación del sur (ENOS), el cual generó eventos de precipitaciones inusuales en los años 1987, 1997 y 2002 que dejaron entre 900 y 1400 mm en las áreas de estudio, repercutiendo en el aumento de la vigorosidad de la vegetación (Figura 2). Sin embargo, entre los años 2006 y 2014 mantiene la pérdida de la vegetación muy vigorosa en las tres áreas de estudio. Es específicamente notoria la pérdida del 51,7 % en el sector higrófilo de Colliguay, y en el parque nacional La Campana de casi un 50 %. En el caso del bosque higrófilo de cordillera El Melón, no presentó pérdidas significativas, y

solo se observó una disminución del 2,9 %, que corresponde al registro más bajo de las tres áreas (Tabla 1).

Finalmente, entre los años 2014 al 2021, la superficie vigorosa que se encuentra en las quebradas ha disminuido drásticamente, siendo los años 2015 y 2017 los últimos años que registraron precipitaciones en el rango de un año normal, ya que a contar desde el año 2018 en adelante han ocurrido descensos generalizados de las precipitaciones, y en consecuencia la disminución de la superficie boscosa y vigorosa, y un resecaamiento o *browning* de los follajes de especies esclerófilas, producido por el aumento de los pulsos de temperaturas altas.

En base a los anterior, se puede establecer que el año 2006 ha sido el momento de mayor pérdida de la superficie con vegetación abundante o muy vigorosa para las tres áreas de estudio, y a contar de este periodo se ha mantenido la tendencia la pérdida de bosque, obser-



vándose solo una baja recuperación en el año 2021, debido posiblemente a un leve aumento en las precipitaciones ocurridas en el año 2020 en comparación con años inmediatamente anteriores.

### 3.3. Cobertura de vegetación

Los valores que corresponden a vegetación abundante y muy vigorosa muestran una tendencia a retroceder y concentrarse solo en las zonas de quebradas de exposición sur en el año 2021. Los fragmentos de vegetación que se encontraban próximos a las quebradas o *buffer*, y que eran vertientes cubiertas por bosque esclerófilo denso, están siendo reemplazados por vegetación de tipo vigorosa y/o dispersa. Estos cambios han sido más evidentes a partir del año 2014, y se han intensificado desde el 2019, se relacionan con los años mas secos en décadas

(Figura 3). Es necesario documentar las características microclimáticas que se presentan en las quebradas, ya que a pesar de su condición de refugio natural producto de la mayor humedad, sombra y falta de luminosidad, se aprecia una fragmentación de las unidades higrófilas al interior de las quebradas estudiadas durante este periodo.

En cuanto a otros tipos de coberturas identificados mediante el índice NDVI, en el año de 1985 se observa una gran superficie de suelos desnudos o vegetación muerta, ubicados principalmente en sectores de alta pendiente. Sin embargo, en el año 1992 se aprecia un decremento en el área ocupada por vegetación muerta, destacándose un paisaje heterogéneo, en donde los mosaicos de vegetación vigorosa comienzan a sobresalir. En el año 1999 los sectores de quebrada evidencian una recuperación de la superficie vigorosa

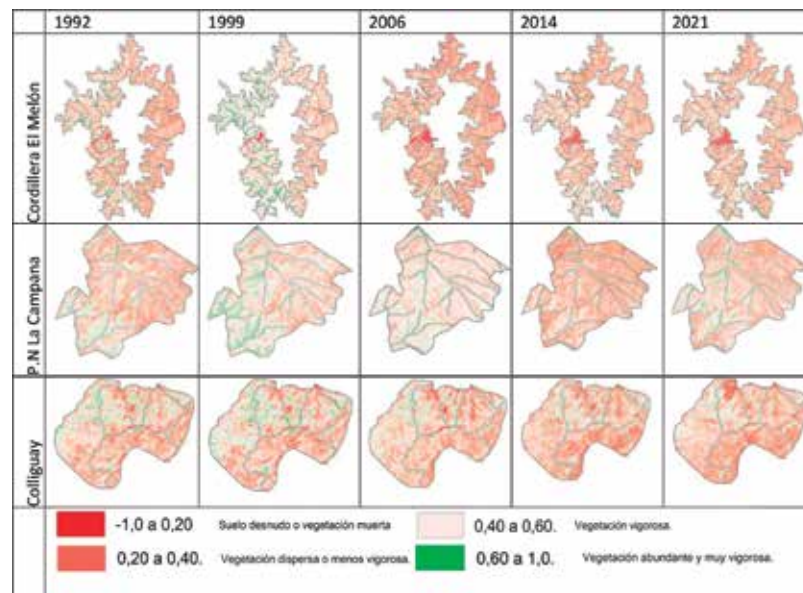


Figura 3. NDVI de las tres áreas de estudio en distintos periodos  
boración propia en base a imágenes obtenidas de Earth Explorer – USGS. Escalas Colliguay: 1 cm = 1 km.; Cordillera El Melón: 1 cm = 5 km.;La Campana: 1 cm = 1 km.

en zonas anteriormente ocupadas por el suelo desnudo. Sin embargo, desde el año 2006 a la actualidad, se puede distinguir un aumento de la superficie con suelo desnudo y/o vegetación muerta, lo que estaría afectando directamente al bosque esclerófilo localizado en las vertientes tanto de exposición norte como sur.

Por otra parte, la vegetación dispersa se mantiene a través del tiempo en los sectores del parque nacional La Campana y Colliguay, sin una preferencia evidente, ya que se extiende tanto en orientación sur como norte, y en superficies llanas y de alta pendiente. Sin duda desde el año 2014, la superficie de vegeta-

ción dispersa predomina el paisaje junto a la vegetación muerta, evidenciando un escenario vulnerable en las tres áreas de estudio, debido al importante descenso de precipitaciones en el último tiempo y que se asocia a la tendencia creciente de las temperaturas máximas, generando consecuencias significativas sobre biodiversidad regional (Santibáñez *et al.*, 2014). Un caso evidente de aumento de la vegetación dispersa ocurre al año 2021 en el sector de cordillera El Melón, donde el suelo desnudo reemplazó en gran parte la superficie de vegetación vigorosa y muy vigorosa que se había recuperado en el año 1999 en el flanco occidental de este sector.

## 4. Conclusiones

Los datos de las estaciones meteorológicas presentes en la región muestran evidencias de una tendencia a la disminución en la cantidad de lluvia que se deposita, así como un incremento en la temperatura. Estos cambios en los patrones de las variables climáticas que se observan en los últimos años son factores importantes a considerar como promotores de la pérdida de la cobertura vegetal en las zonas analizadas. Es particularmente relevante el papel que juegan en el mantenimiento de los ecosistemas presentes.

Algunas de las comunidades vegetales serán mas sensibles a estos cambios y, la disminución prolongada de la lluvia tiene un efecto directo en la capacidad de recuperación de las especies sometidas al estrés hídrico, especialmente sobre los remanentes de bosque higrófilos estudiados. Existe una clara relación entre el no retorno

de años lluviosos y la mayor y constante pérdida de vegetación abundante o muy vigorosa, que se comenzó a observar después del año 2006, alertándonos sobre una nueva normalidad climatológica, con patrones de comportamiento coincidentes al clima semiárido, lo cual en un futuro seguiría modificando el paisaje local.

Los cambios observados en la superficie que el bosque higrófilo ocupa en las tres zonas representativas demuestran una disminución significativa desde el año 1980, la cual se incrementa sustancialmente desde 2006, periodo en el que se documenta la marca la megasequía en la zona central de Chile. Estos resultados refuerzan la necesidad de innovar en mecanismos de protección de estos bosques. Su importancia como áreas de refugio, así como de conectores, es vital para su conservación, el mantenimiento de la biodiversidad, el funcionamiento de



la dinámica y los servicios ambientales documentados y monitoreados para poder proveer. Los efectos que los cambios tener elementos que contribuyan a en los patrones climáticos se están ob- promover alternativas para la mitigación servando en los ecosistemas deben ser y adaptación.

## Agradecimientos

Esta investigación forma parte del proyecto, cuyo código es R19A1002, financiado por la Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo (ANID) y el Gobierno regional de Valparaíso.

## 5. Referencias

- ARMESTO, J. J., & MARTINEZ, J. (1978). Relations between vegetation structure and slope aspect in the mediterranean region of Chile. *The Journal of Ecology*, 881–889.
- BRITO-ROZAS, E., & FLORES-TORO, L. (2014). *Estructura y dinámica de los bosques de belloto el norte (Beilschmiedia miersii) de la Cordillera El Melón, comuna de Nogales, región de Valparaíso, Chile. Bosque (Valdivia)*, 35(1), 13–21.
- CEBALLOS, A., HERNÁNDEZ, J., CORVALÁN, P., & GALLEGUILLOS, M. (2015). *Comparison of airborne LiDAR and satellite hyperspectral remote sensing to estimate vascular plant richness in deciduous mediterranean forests of central Chile. Remote Sensing*, 7(3), 2692–2714.
- CONAMA, P. (2005). *Estrategia y plan de acción para la Conservación de la diversidad biológica, región de Valparaíso*.
- HAUCK, L., MOREIRA-MUÑOZ, A., & NEZADAL, W. (2016). *La flora exótica ruderal del Parque Nacional La Campana, Región de Valparaíso, Chile central. Gayana. Botánica*, 73(2), 206–219.
- LUEBERT, F., & PLISCOFF, P. (2012). *Variabilidad climática y bioclimas de la Región de Valparaíso, Chile. Investigaciones Geográficas*, 44, ág--41.
- PLISCOFF, P., & FUENTES-CASTILLO, T. (2011). *Modelación de la distribución de especies y ecosistemas en el tiempo y en el espacio: una revisión de las nuevas herramientas y enfoques disponibles. Revista de Geografía norte Grande*, 48, 61–79.
- QUINTANILLA, V. G. (1977). *Diccionario de biogeografía para América Latina*. Ediciones Universitarias de Valparaíso, Universidad Católica de Valparaíso.
- TEILLIER, S., FIGUEROA, J. A., & CASTRO, S. A. (2010). *Especies exóticas de la vertiente occidental de la cordillera de la Costa, Provincia de Valparaíso, Chile central. Gayana. Botánica*, 67(1), 27–43.

## MAPEO DE LA SEVERIDAD Y EXTENSIÓN DE INCENDIOS FORESTALES EN LA CORDILLERA DE TALAMANCA (COSTA RICA) MEDIANTE ÍNDICES DE CALCINACIÓN CON TÉCNICAS DE TELEDETECCIÓN ÓPTICA Y RADAR

Rubén Martínez Barbáchano<sup>1</sup>

### Resumen

Los incendios forestales constituyen un grave problema socio-ambiental durante los meses secos en las reservas indígenas del sur de Costa Rica (cordillera de Talamanca). La combinación de factores antrópicos (quema de pastos) con factores naturales (descenso de las precipitaciones, elevada insolación y vientos) generan anualmente las condiciones óptimas para la propagación de incendios cuyo impacto puede evaluarse en intensidad y extensión mediante imágenes satelitales. Las imágenes Sentinel 2 y 1, del programa Copérnico de la Agencia Espacial Europea, cuentan con información en el espectro del infrarrojo medio (entre 2100 y 2280 nanómetros) y microondas. La utilización de un índice de calcinación basado en el infrarrojo medio permitió mapear la extensión e intensidad de los incendios forestales ocurridos entre finales de febrero e inicios de marzo de 2020 en las reservas indígenas de Salitre y Cabagra (Buenos Aires de Puntarenas, Costa Rica). Además, se usaron imágenes Sentinel 1A, de la Agencia Espacial Europea, y el satélite radar español PAZ, mediante un flujo de procesamiento y una composición RGB posterior que permitió establecer una clara distinción entre las zonas forestales y algunos tipos de cultivos.

**Palabras clave** Incendios, teledetección, índice de calcinación normalizada, infrarrojo medio, sentinel

### Abstract

Forest fires are a serious socio-environmental problem during the dry months on the indigenous reserves in southern Costa Rica (Talamanca mountain range). The combination of anthropic (pasture burning) and natural (decreasing precipitation, high sunshine and winds) factors generates annually optimum conditions for fires spreading the impact of which can be evaluated in intensity and range through satellite imagery. Sentinel 2 and 1 imagery, from the European's Space Agency (ESA) programme Copernicus, has information in the mid-infrared bandwidth (from 2100 to 2280 nanometers) and microwaves. The use of a burning index based on the mid-infrared allowed forest fires intensity and extension to be mapped on wildfires occurred in the end of February or early March of 2020, on the Salitre and Cabagra indigenous reservations (Buenos Aires de Puntarenas, Costa Rica). Furthermore, Sentinel-1 images from the European Space Agency and the spanish radar PAZ imagery has been used, with a workflow process and RGB composition that allowed to draw a clear distinction between forested areas and some kind of crops.

**Keywords** Wildfires, remote sensing, normalized burn index, mid-infrared, sentinel

<sup>1</sup>Universidad de Costa Rica. [ruben.martinezbarbachano@ucr.ac.cr](mailto:ruben.martinezbarbachano@ucr.ac.cr)

## 1. Introducción

La quema de pastizales y los consiguientes incendios forestales constituyen una grave amenaza socio-ambiental en las reservas indígenas del sur de Costa Rica. Se trata de un fenómeno recurrente, que se repite todos los años durante la estación menos lluviosa (meses de enero, febrero y marzo) en la vertiente del Pacífico de la cordillera de Talamanca, en el sur del país. Las costumbres referentes al uso del fuego en las reservas indígenas del área de Talamanca han sido ampliamente estudiadas, con un sistema de roza y quema de pasto que generalmente no excede la hectárea de superficie, con una ronda alrededor de la parcela para que el fuego no se extienda al resto del bosque (Borge, C. y Castillo, R. 1997). Algunas hipótesis permiten relacionar la abundancia de incendios con la expansión de las tierras agrícolas en las fronteras e interior de los territorios indígenas, por parte de finqueros no indígenas (Consejo Universitario, 2017). Sin embargo, el uso del fuego como método de control de malezas, por parte de los pobladores indígenas, es conocido y constituye un riesgo para el propio territorio indígena y el área protegida colindante en la parte alta de la cordillera; el parque internacional de La Amistad (Villegas Rodríguez, G. y González Brenes, F. 2017). Por otra parte, en la reserva indígena de Salitre el fuego para el control de malezas conduce al agotamiento del suelo y deja las parcelas sin capacidad para producir (Castillo-Rojas, K. M., 2020).

2020 registró el mayor número de incendios forestales desde el año 2000, según datos publicados por el Sistema Nacional de Áreas de Conservación

(Sinac) el 16 de junio de 2020. Sin embargo, el área total afectada por los incendios no fue muy grande, ya que la mayoría fueron incendios de pequeña extensión. En total, 791 hectáreas de áreas silvestres protegidas, un promedio de 13 por incendio.

La teledetección constituye una herramienta de gran utilidad para caracterizar la severidad de los incendios, dado que el proceso de combustión supone un descenso de la reflectividad en las regiones del visible y del infrarrojo cercano y un aumento en el infrarrojo medio de onda corta (Montorio *et al.*, 2014).

La utilización de recursos satelitales en la investigación y monitoreo de los incendios en Costa Rica ha tenido múltiples aplicaciones en Guanacaste. Por ejemplo, durante 1997 (año afectado por el fenómeno climático del Niño) Alfaro *et al* (1999) exploraron las capacidades del satélite GOES en la detección de puntos calientes asociados a incendios forestales. Más recientemente, Vargas (2016) analizó la dinámica de afectación y la recurrencia de los incendios forestales entre 1997 y 2015 en el bosque seco mediante el uso de imágenes Landsat. El presente estudio se basa en la aplicación de una metodología propia de la teledetección en el estudio del impacto y extensión del fuego en las reservas indígenas de Salitre y Cabagra, mediante la aplicación del índice de calcinación normalizada (dNBR) en los primeros meses del año 2020. Se trata del índice más extensamente usado para caracterizar la severidad de un incendio, y está basado en el índice NBR (Normalized Burn Ratio), propuesto por López y Caselles (1991).

El índice normalizado de severidad de incendios se ha mostrado muy útil para determinar superficies quemadas y el nivel de severidad del incendio (Llorens, R. *et al.* 2020). Incluso la posibilidad de combinar imágenes del sensor Landsat 8 (de la NASA) con Sentinel 2 (de la Agencia Espacial Europea) para la realización de este índice se demostró factible en ecosistemas mediterráneos, con niveles de precisión superiores a 0,7 (Quintano, C. & Fernandez-Manso, 2018). Por otra parte, la apertura sintética en teledetección radar es una técnica que utiliza el procesamiento de la señal para mejorar su resolución, más allá de la limitación impuesta por la apertura de la antena física (Curlander & McDonough, 1991). En este sistema, los movimientos hacia el frente de la antena real se utilizan para imitar una antena de mayor longitud y obtener así una apertura de mayor amplitud.

La polarización de la señal describe la orientación del plano de oscilación de la señal propagada por la antena. En los sistemas de polarización lineal, la orientación de este plano de oscilación es constante a lo largo de la ruta de propagación de la onda electromagnética (Meyer, F. 2018). Ello implica que este tipo de sensores transmiten/reciben la señal en dos o más polarizaciones:

- Vertical/vertical.
- Vertical/horizontal.
- Horizontal/vertical.
- Horizontal/Horizontal.

### 1.1. Materiales y métodos

La estructura del trabajo, en cuanto a los títulos de los epígrafes, no es rígida. No obstante, se recomienda seguir el esquema habitual de Introducción,

Métodos y/o material (incluyendo área de estudio), resultados y discusión (en apartados separados o en uno mismo), conclusiones y referencias.

#### 1.1.1 Área de estudio

El área de estudio abarca los límites de las reservas indígenas Bribri de Salitre y Cabagra (Figura 1) en el cantón de Buenos Aires, provincia de Puntarenas (Costa Rica).

El centro del área de estudio posee unas coordenadas de 9° 12' 00" de latitud norte y 83° 08' 50" de latitud oeste, con una altitud que va desde los 500 a los 2600 metros sobre el nivel del mar. El clima puede definirse como tropical lluvioso en las zonas bajas a templado lluvioso en las zonas altas, con un gradiente altitudinal que permite el desarrollo de las siguientes zonas de vida, de acuerdo a la clasificación de Holdridge (Figura 2):

- Bosque muy húmedo tropical de transición a premontano.
- Bosque pluvial premontano.
- Bosque pluvial montano bajo.
- Bosque pluvial montano.

Las precipitaciones oscilan entre los 1700 y 8000 milímetros anuales, con tres meses considerados como secos en las zonas bajas y dos en las zonas altas de ambas reservas.

#### 1.1.2 Fases del flujo de trabajo

Inicialmente, la primera fase consistió en la descarga de las imágenes multiespectrales Sentinel 2, de la misión Sentinel 2 de la Agencia Espacial Europea (ESA) disponibles desde el año 2015 para el público de manera gratuita en el portal web; <https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>

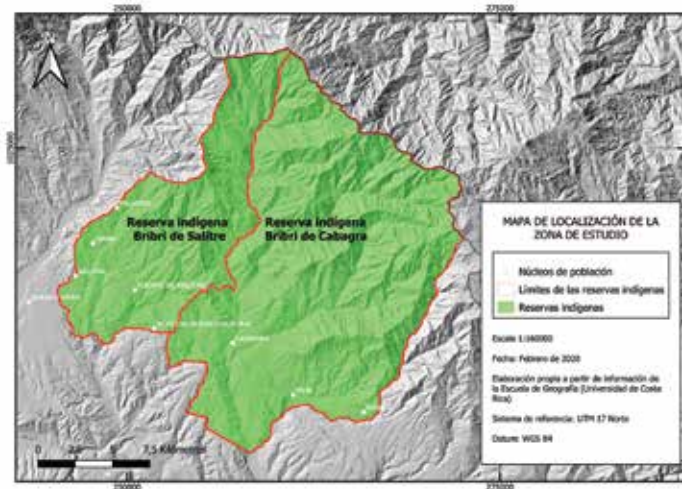


Figura 1. Mapa de localización de la zona de estudio (reservas indígenas de Salitre y Cabagra)  
Fuente: elaboración propia a partir de datos de la Escuela de Geografía de la Universidad de Costa Rica.

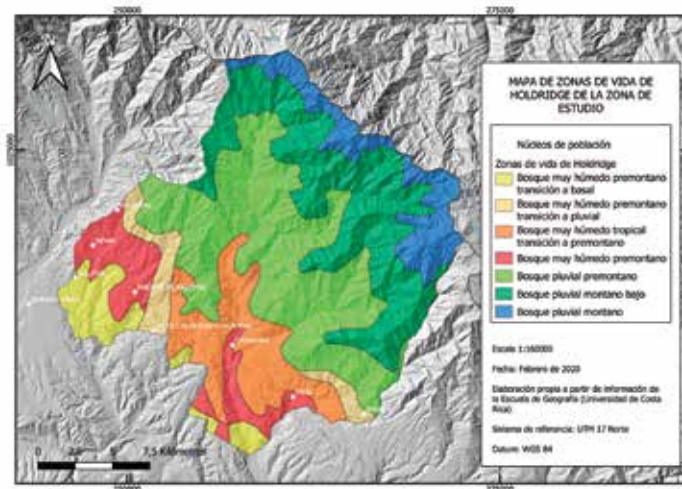


Figura 2. Mapa de zonas de vida de Holdridge en la zona de estudio (reservas indígenas de Salitre y Cabagra).  
Fuente: elaboración propia a partir de datos de la Escuela de Geografía de la Universidad de Costa Rica.

Sentinel 2 proporciona imágenes multi-espectrales con 13 bandas (Tabla 1) que cubren el espectro electromagnético desde los 0,443  $\mu\text{m}$  hasta 2,19  $\mu\text{m}$ , con tres niveles de resolución espacial: 10, 20 y 60 m. La resolución temporal o fre-

cuencia de paso es de cinco días, contando con las dos constelaciones (Sentinel 2A y Sentinel 2B).

Las imágenes finalmente elegidas corresponden al 15 de febrero y al 6 de marzo de 2020, antes y después de los

Bandas Sentinel 2	Centro de longitud de onda ( $\mu\text{m}$ )	Resolución espacial (metros)
Banda 1 (Aerosol costero)	0,443	60
Banda 2 (Azul)	0,49	10
Banda 3 (Verde)	0,56	10
Banda 4 (Rojo)	0,665	10
Banda 5 (Infrarrojo cercano)	0,705	20
Banda 6 (Infrarrojo cercano)	0,74	20
Banda 7 (Infrarrojo cercano)	0,783	20
Banda 8 (Infrarrojo cercano)	0,842	10
Banda 8A (Infrarrojo cercano)	0,865	20
Banda 9 (Vapor de agua)	0,9945	60
Banda 10 (Infrarrojo medio)	1,375	60
Banda 11 (Infrarrojo medio)	1,61	20
Banda 12 (Infrarrojo medio)	2,19	20

Tabla 1. Elaboración propia a partir de datos de la Agencia Espacial Europea (Copérnicus)

múltiples incendios que afectaron a la zona. Las bandas utilizadas para el presente estudio fueron la 8 y la 12 (infrarrojo cercano y medio, respectivamente). Otro aspecto importante a la hora de seleccionar las imágenes es el nivel de procesamiento del producto.

Para el proceso de selección de las imágenes se siguió un doble criterio:

- Escoger dos imágenes con un porcentaje de nubosidad próximo a cero.
- Escoger dos imágenes lo más próximas en fecha a los incendios ocurridos entre finales de febrero y mediados de marzo de 2020.

También se utilizaron imágenes radar del sensor Sentinel-1A, con objeto de estimar la superficie quemada, desde un punto de vista morfométrico (a diferencia de las imágenes ópticas, que nos aportan información biofísica y fenológica). Las escenas fueron obtenidas mediante el método Interferometric Wide Swath (IW) que comprende imágenes con nivel de procesamiento en

alta resolución y capturadas mediante el modo Ground Range Detected (GRD). Según Aulard-Macler (2012) la resolución espacial de este producto es de 10 metros y su precisión posicional absoluta es de 7 metros. Posteriores estudios realizados por Schubert, Miranda *et al.* (2017) señalan, sin embargo, que en pruebas de precisión posicional se pueden alcanzar precisiones más altas, llegando hasta los 5 metros aproximadamente. La cobertura de las escenas es de 250 kilómetros de anchura, con una adquisición de datos en polarización dual (vertical/vertical y vertical/horizontal). Concretamente, se testaron las capacidades de las imágenes Sentinel-1 adquiridas en polarización vertical-horizontal (VH) para la detección de áreas quemadas.

No fue necesario transformar los valores de los niveles digitales de las imágenes ópticas (Sentinel 2) a reflectancia, dado que las imágenes Sentinel 2, en el nivel MSIL2A, están disponibles en el pa-



rámetro de reflectancia de superficie, lo que evita tener que efectuar correcciones atmosféricas, asumiendo de todos modos que la dispersión atmosférica es insignificante en las bandas infrarrojas utilizadas (en ausencia de nubes). Por otra parte, no fue necesario realizar corrección geométrica de las imágenes dado que ya están georreferenciadas y ortorrectificadas.

Los valores de índice de severidad de incendio (NBR) para cada píxel de ambas imágenes (15 de febrero y al 06 de marzo de 2020) se obtuvieron mediante la siguiente ecuación (1):

$$NBR = [B8 - B12] / [B8 + B12]$$

Donde «B8» es la reflectancia en la banda 8 del infrarrojo cercano (de 0,785 a 0,899 μm) y «B12» es la reflectancia en la banda 12 del infrarrojo de onda corta (de 2,1 a 2,28 μm), tanto para la imagen prefuego del 15 de febrero como para la imagen postfuego del 6 de marzo (Figura 3). La herramienta utilizada para realizar el cálculo fue «calculadora raster» de QGIS, que permite realizar operaciones de álgebra de mapas.

Los valores del índice de severidad de incendio (dNBR) fueron propuestos por Key y Besson (2006). Están basados en el cambio temporal entre las imágenes pre y postfuego y fueron calculados utilizando la ecuación (2).

$$dNBR = (NBR \text{ pre} - NBR \text{ post})$$

Los rangos de clasificación (Tabla 2) son flexibles y no están exentos de valores extremos, eventualmente provocados por nubes u otros elementos susceptibles de introducir anomalías (Key, C. H., Benson, N. C. 2006.).

Valores por debajo del umbral de -0,1 indican crecimiento y recuperación de la cobertura vegetal, por lo que no fueron considerados en este estudio.

Se utilizaron también imágenes radar del sensor Sentinel-1A e imágenes del sensor PAZ, en su nivel de producto SSC (Single Look Slant Range Complex / Stripmap Mode) en polarización dual, con objeto de estimar la superficie forestal y cultivos a lo largo de las llanuras aluviales del norte del país durante el año 2021. Las escenas fueron obtenidas mediante el método Interferometric Wide Swath (IW) que comprende imágenes con nivel de procesamiento en alta resolución y capturadas mediante el modo Ground Range Detected (GRD).

Para el procesamiento de las imágenes se utilizó el software SNAP Desktop, en su versión 8.0, desarrollado por la ESA y distribuido de forma libre bajo los términos de General Public License (GNU) junto con las herramientas contenidas en la Sentinel-1 Toolbox, que permite realizar correcciones de efemérides, radiométricas y geométricas a diferentes productos radar.

El flujo de procesamiento (ver Tabla 1) de las imágenes fue el siguiente:

1. Corrección orbital.
2. Eliminación del ruido termal.
3. Eliminación del ruido de bordes.
4. Calibración radiométrica de las imágenes.
5. Aplicación de filtro Speckel.
6. Corrección geométrica.
7. Conversión de datos lineales a escala logarítmica de decibeles.

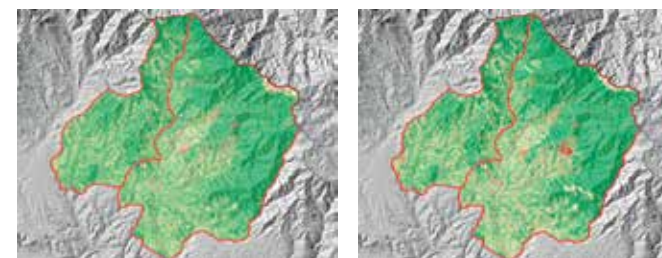


Figura 3. Índice de severidad de incendio anterior (izquierda) y posterior (derecha) a los incendios en el área de estudio. Fuente: elaboración propia a partir de datos Sentinel 2, de la Agencia Espacial Europea.

Clasificación de la severidad del incendio	Rango de severidad del incendio	
	Valor mínimo	Valor máximo
Área sin quemar	-0,1	0,99
Área quemada de baja gravedad	0,1	0,269
Área quemada de baja/moderada gravedad	0,27	0,439
Área quemada de moderada/alta gravedad	0,44	0,659
Área quemada sw gravedad alta	0,66	1,3

Tabla 2. Diferentes grados de severidad de incendio. Fuente: elaboración propia a partir de los rangos de severidad propuestos por Key, C. H., Benson (2006).

## 2. Resultados

Se procedió a vectorizar la capa ráster obtenida en el paso anterior, mediante la herramienta de QGIS «píxeles ráster a polígonos», con el objetivo de obtener una estimación en hectáreas de la superficie quemada con sus diferentes grados de severidad (Figura 4).

El resultado se muestra en el Tabla 3.

Una representación del área de estudio con toda la superficie afectada (en mayor o menor grado) nos ofrece una imagen muy distinta (Figura 5). Se trata de un área de 5855,7 hectáreas.

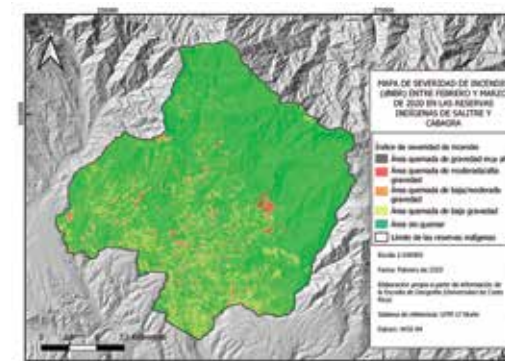


Figura 4. Mapa de severidad de los incendios en febrero de 2020 para el área de estudio. Fuente: elaboración propia a partir de datos Sentinel 2, de la Agencia Espacial Europea.



Clasificación de la severidad del incendio	Hectáreas afectadas
Área sin quemar	34058,192
Área quemada de baja gravedad	4864,5
Área quemada de baja/moderada gravedad	496,033
Área quemada de moderada/alta gravedad	393,943
Área quemada sw gravedad alta	101,257

Tabla 3. Superficie quemada por grado de severidad. Fuente: elaboración propia a partir de los rangos de severidad propuestos por Key, C. H., Benson (2006).

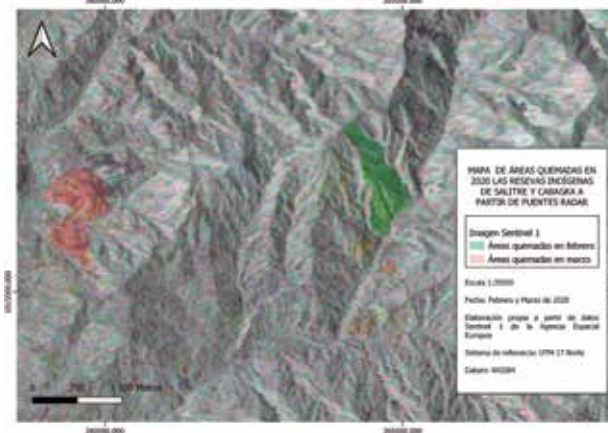


Figura 5. Mapa de extensión de las áreas quemadas según datos radar (Sentinel 1). Las áreas verdes representan áreas quemadas en febrero y las rojas, áreas quemadas en marzo. Fuente: elaboración propia a partir de datos Sentinel 1, de la Agencia Espacial Europea.

Por último, se comparó la extensión de todas las áreas con algún nivel de afectación con las zonas de vida de Holdridge, para valorar qué ecosistemas resultaron más afectados (Figura 6):

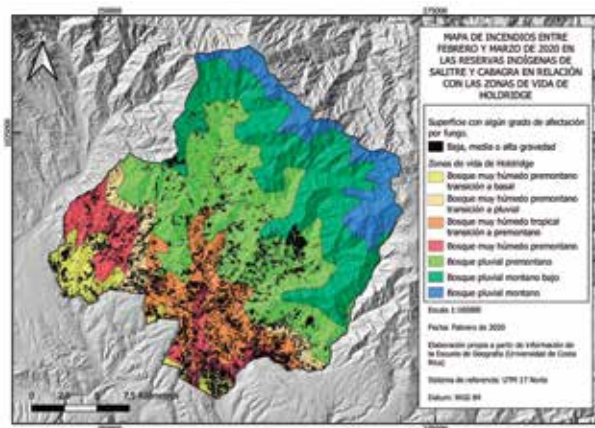


Figura 6. Mapa de extensión de las áreas con algún nivel de afectación por incendios en febrero de 2020 en relación con las zonas de vida de Holdridge. Fuente: elaboración propia a partir de datos Sentinel 2, de la Agencia Espacial Europea.

### 3. Conclusiones

El uso de índices de calcinación para la evaluación de la extensión e intensidad de los incendios permite obtener una valoración integral y detallada del impacto de este tipo de eventos desde un punto de vista geográfico. La metodología de álgebra de mapas aplicada a imágenes satelitales gratuitas del proyecto Copernicus permitió mapear los incendios forestales ocurridos entre el 15 de febrero y el 06 de marzo de 2020 en las reservas indígenas Bribri de Salitre y Carraigres. La aplicación del índice de severidad de incendios (dNBR) permitió concluir que algo menos de un 1 % de las reservas sufrió incendios de severidad muy grave, un 1 % aproximadamente fueron de severidad baja y moderada a grave, y un 12 % fue de baja severidad. El restante 86 % fue área no afectada en ningún grado por los incendios forestales.

Los focos de mayor extensión afectaron fundamentalmente a la parte central y meridional de las reservas, en algunos casos cercanos a núcleos de población, como los casos de Cabagra, Alto Calderón y Salitre (Figura 5).

Cabe resaltar que, desde un punto de vista biogeográfico, las áreas de vida de Holdridge más afectadas por los incendios (en extensión) fueron el bosque muy húmedo premontano transición a basal, el bosque muy húmedo premontano y el bosque muy húmedo tropical transición a premontano. Sin embargo, desde el punto de vista de la severidad de los incendios, la zona que tuvo una mayor superficie con severidad grave por incendio fue el bosque pluvial premontano, mientras que el bosque pluvial montano no se vio afectado (Figura 6). Hay que señalar, no obstante, que las zonas de vida de Holdridge

hacen referencia a la vegetación potencial, no a la vegetación real en el momento del estudio. De hecho, la mayor parte de las áreas afectadas con un grado de severidad medio o alto fueron pastizales o zonas arbustivas de origen antrópico.

El uso de las imágenes Sentinel 2 y especialmente las bandas 8 (infrarrojo cercano NIR) y la banda 12 (onda corta SWIR) permiten mapear la severidad de un incendio para unidades mayores o iguales a 400 m<sup>2</sup>. Esta escala de análisis viene condicionada por la resolución espacial de estas imágenes, de 20 metros por píxel. En todo caso, la presente metodología permite estimar la severidad del fuego a una escala de actuación intermedia y posibilita a los gestores forestales una mejor planificación de sus actuaciones postincendio. Además, esta técnica permite estimar el impacto de los incendios en lugares inaccesibles o con dificultades de movimiento, acortando los periodos de toma de datos en campo.

Una variable a tener en cuenta en futuros análisis mediante la presente metodología, es la magnitud del fenómeno El Niño-Oscilación del sur (ENOS), que se caracterizó por permanecer en una fase de neutralidad durante los dos meses analizados.

Los resultados mostrados en este estudio evidenciaron igualmente el potencial de uso de imágenes radar para el estudio y monitoreo de coberturas forestales y agrícolas, y el impacto que suponen los incendios forestales sobre tales coberturas. Todo ello, a pesar de que la aplicación de sucesivos filtros para poder reducir el efecto de moteado, supone una merma en la resolución de las imágenes,

con el consiguiente efecto en la caracterización y estimación de superficie de las diferentes coberturas.

De las dos polarizaciones disponibles para imágenes Sentinel 1, la que mejores resultados proporcionó fue la polarización VH, permitiendo mapear zonas forestales,

deforestadas y pastizales afectados por la reincidencia del fuego en sucesivos años.

Por otra parte, la composición RGB de imágenes con señales de retrodispersión en diferentes fechas permitió establecer con precisión las fechas en las que se produjeron estos incendios (Figura 5).

## Agradecimientos

Por el respaldo para el desarrollo de este estudio, el autor agradece a la Escuela de Geografía de la Universidad de Costa Rica y a la Agencia Espacial Europea (ESA) por la información sobre recursos cartográficos digitales ofrecidos.

## 5. Referencias

- AULARD-MACLER, M. (2012). Sentinel-1 Product definition.
- Borge Carvajal, C., & Castillo, R. (1997). *Cultura y conservación en la Talamanca indígena*. (pp. 132-135). Editorial UNED Costa Rica.
- Consejo Universitario de la Universidad de Costa Rica (2007). *Informe Final de la Comisión Especial de Salitre*. (pp. 8).
- CURLANDER, J. C., & McDONOUGH, R. N. (1991). *Synthetic aperture radar* (Vol. 11). Wiley, New York.
- QUINTANO, C. & FERNANDEZ-MANSO. (2018). *Combination of Landsat and Sentinel-2 MSI data for initial assesing of burn severity. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 64. 221-225. 10.1016/j.jag.2017.09.014.
- LLORENS, RAFAEL & SOBRINO, JOSE & FERNÁNDEZ FILGUEIRA, CRISTINA & FERNÁNDEZ-ALONSO, JOSÉ & VEGA, JOSÉ. (2021). *A methodology to estimate forest fires burned areas and burn severity degrees using Sentinel-2 data. Application to the October 2017 fires in the Iberian Peninsula*. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 95. 102243. 10.1016/j.jag.2020.102243.
- MEYER, FRANZ. (2018). *Spaceborne Synthetic Aperture Radar – Principles, Data Access, and Basic Processing Techniques*. SAR Handbook: Comprehensive Methodologies for Forest Monitoring and Biomass Estimation. Eds. FLORES, A., HERNDON, K., THAPA, R., CHERRINGTON, E. NASA. 2019. DOI: 10.25966/ez4f-mg98
- MONTORIO LLOVERÍA, R., PÉREZ-CABELLO, F., GARCÍA- MARTÍN, A., VLASSOVA, L., DE LA RIVA FERNÁNDEZ, J. (2014). La severidad del fuego: revisión de conceptos, métodos y efectos ambientales. En: ARNÁEZ VADILLO, J., GONZÁLEZ SAMPÉRIZ, P., LASANTA MARTÍNEZ, T., VALERO GARCÉS, B.L. (ed.) *Geoecología, cambio ambiental y paisaje: homenaje al profesor José María García Ruiz*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, CSIC, Instituto Pirenaico de Ecología: Universidad de La Rioja.
- KEY, C., BENSON, N., 2005. *Landscape Assessment: Remote Sensing of Severity, the Normalized Burn Ratio and Ground Measure of Severity, the Composite Burn Index*. FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system USDA Forest Service, Rocky Mountain Res. Station 164.
- KEY, C. H., BENSON, N. C. 2006. *Landscape Assessment (LA)*. In: Lutes, d. C., Keane, R.E., CARATTI, J. F., KEY, C. H., BENSON, N.C., SUTHERLAND, S., & GANGI, L. J. (eds.). FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-164-CD, 1-55.

## ANÁLISIS DE LA INFLUENCIA DE LA HUMEDAD DEL SUELO EN EL CRECIMIENTO Y DISTRIBUCIÓN DE *PINUS HALEPENSIS* MILL. EN ESPAÑA

José Martínez-Fernández<sup>1</sup>, Martín de Luis<sup>2</sup>, Ángel González-Zamora<sup>1</sup> y Laura Almendra-Martín<sup>1</sup>

### Resumen

Se analiza el papel del contenido de agua del suelo en la variabilidad del crecimiento y en la distribución espacial del pino carrasco en España, frente al de determinadas variables climáticas. Se han empleado 22 series dendrocronológicas correspondientes a muestreos localizados bajo diferentes condiciones ambientales. En el estudio se ha utilizado la base de datos de humedad del suelo (HS) obtenida con el modelo LISFLOOD. Las variables climáticas han sido temperatura máxima (Tmax) y mínima (Tmin), precipitación (P) y evapotranspiración (ETP), y los índices SPI (*Standardized Precipitation Index*) y de aridez (P/ETP).

Tanto los resultados de los análisis de correlación como los de regresión lineal múltiple muestran que la HS es la variable que más influencia tiene en el crecimiento del pino carrasco y que dicha relación se acentúa a medida que lo hace la aridez, tanto en el espacio como en el tiempo.

**Palabras clave** *Pinus halepensis* Mill., crecimiento, distribución, humedad del suelo

### Abstract

*Analysis of the influence of soil moisture on the growth and distribution of Pinus halepensis* Mill. in Spain

The role of soil water content in the growth variability and in the spatial distribution of Aleppo pine in Spain is analyzed, compared to that of climatic variables. 22 dendrochronological series corresponding to sampling localized under different environmental conditions, have been used. The soil moisture database obtained from the LISFLOOD model has been used in this study. The climatic variables were maximum (Tmax) and minimum (Tmin) temperature, precipitation (P) and evapotranspiration (ETP), and indices such as SPI (*Standardized Precipitation Index*) and aridity index (P/ETP).

Both the results of the correlation analysis and those of multiple linear regression show that soil moisture is the variable that has the most influence on the growth of Aleppo pine and that this relationship is accentuated as aridity does, both in space and time.

**Keywords** *Pinus halepensis* Mill., growth, distribution, soil moisture

<sup>1</sup>Instituto de Investigación en Agrobiotecnología (CIALE), Universidad de Salamanca, Villamayor, España. <sup>2</sup>Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio-IUCA, Universidad de Zaragoza, España.

jmf@usal.es, aglezzamora@usal.es, lauraalmendra@usal.es, <sup>2</sup>mldla@unizar.es

## 1. Introducción

El pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) es la especie de pino más extendida en España, con una superficie alrededor de dos millones de hectáreas (MITECO, 2021), especialmente en la mitad este de la península ibérica y las islas Baleares, y una de las que mayor distribución tiene en la cuenca Mediterránea (Mauri *et al.*, 2016). Se trata de una especie cuya fenología es bien conocida y sobre la que existe abundante información, bases de datos y estudios previos (de Luis *et al.*, 2013). Es característica de ambientes bioclimáticos deficitarios en agua (Tejedor *et al.*, 2020), como ocurre generalmente en las regiones bajo clima mediterráneo. Por todo ello, ha centrado el interés de muchas investigaciones desde diferentes puntos de vista y en todo el Mediterráneo (Vennetier *et al.*, 2018).

El estudio de la influencia de los factores ambientales en el crecimiento y la distribución de esta especie se ha abordado desde diversas perspectivas, pero en la mayoría de los casos se ha centrado en las variables climáticas, especialmente precipitación y temperatura (de Luis *et al.*, 2011; Novak *et al.*, 2013). Se trata de información muy útil para entender su dinámica y fenología, máxime tratándose de una especie que ocupa territorios donde el agua es un factor limitante de primera magnitud. Sin embargo, como pusieron de manifiesto Manrique-Alba *et al.* (2017), a pesar de que los bosques adyacentes puedan tener un aporte hídrico idéntico, el agua disponible para las plantas puede ser muy diferente dada la influencia de determinados factores, como la topografía, las condiciones de infiltración, la capa-

cidad de retención de agua del suelo y otros, que en última instancia determinan el contenido de agua edáfica.

A pesar de esta evidencia, se han realizado muy pocos estudios utilizando el contenido de agua del suelo como variable para analizar la dinámica y la variabilidad del crecimiento de los árboles (Martínez-Fernández *et al.*, 2019). La mayoría de ellos se han realizado a partir de mediciones de HS *in situ* o estimaciones a escala de formación forestal, y con series de muy corta duración. Este hecho es particularmente relevante teniendo en cuenta que esta variable hace referencia al volumen de agua aprovechable por las plantas (Hillel, 1998), y por esa razón, se considera comúnmente un factor muy destacado. El crecimiento anual de los árboles se rige por numerosos factores bióticos y abióticos, siendo la HS disponible para las plantas uno de los más importantes (Oberhuber y Kofler, 2000). La necesidad de prestar más atención a la HS está también justificada por la evidencia de que el cambio climático intensificará el déficit de contenido de agua del suelo en los próximos años en muchas regiones del mundo (Samaniego *et al.*, 2018), afectando de esa manera a las formaciones vegetales.

El objetivo principal de este estudio ha sido investigar el papel de la HS en la variabilidad del crecimiento del pino carrasco en 22 localizaciones, ubicadas bajo diferentes condiciones ambientales. Con el fin de analizar la influencia del agua edáfica en el crecimiento de los árboles se utilizó la base de datos de HS del modelo LISFLOOD. Otro objetivo fue estudiar la influencia de la HS en compa-

ración con distintas variables climáticas comúnmente utilizadas en este tipo de estudios. Las variables e índices climáticos empleados fueron Tmax y Tmin, P, ETP, SPI e índice de aridez (P/ETP). Finalmente, se analizó el papel de la HS en

el crecimiento de los árboles en función de las características climáticas de cada ubicación, para determinar si existe modulación ambiental de la influencia de dicha variable sobre la dinámica del pino carrasco.

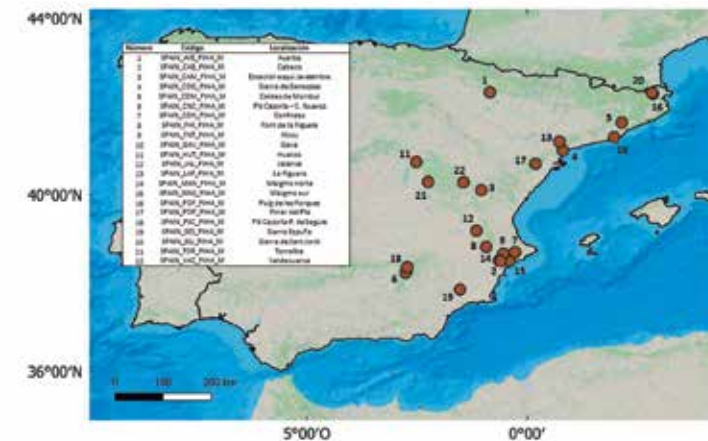
## 2. Material y métodos

### 2.1. Bases de datos y zona de estudio

#### 2.1.1 Muestras de árboles y zona de estudio

Se han utilizado las series anuales de anillos de crecimiento provenientes de 22 muestras de otros tantos bosques de pino carrasco ubicados a lo largo de su área de distribución (Mapa 1). La base de datos dendrocronológica se derivó utilizando protocolos dendrocronológicos estándar (Cook y Holmes, 1986). Para cada bosque, se construyó una cronología del índice de ancho de anillo (TRI) mediante la eliminación de la tendencia en el crecimiento radial producto de la edad biológica. Para preservar la variabilidad de la escala interanual y eliminar dicha tendencia, se estandarizaron los datos individuales de

las series de ancho de anillo utilizando el programa ARSTAN (Cook y Holmes, 1986). Las tendencias a largo plazo se eliminaron utilizando una función exponencial negativa seguida de una *spline* de suavizado cúbico con una frecuencia de corte del 50 % y un periodo de respuesta de 30 años (de Luis *et al.*, 2013). Posteriormente, se aplicó un filtro de autocorrelación a la serie sin tendencia para eliminar las correlaciones entre mediciones consecutivas y obtener series residuales que contengan solo las variaciones de alta frecuencia en las series de crecimiento anuales. Finalmente, se aplicó una estimación robusta biponderada de la media para construir cada cronología residual local (Cook y Peters, 1997).



Mapa 1. Localización de las muestras de pino carrasco.



### 2.1.2 Humedad del suelo

La base de datos de HS empleada en el estudio fue la obtenida a partir de LISFLOOD (LF), modelo distribuido de lluvia-escorrentía (de Roo *et al.*, 2000), cuyas estimaciones han sido validadas satisfactoriamente (Laguardia y Niemeier, 2008). LF genera datos diarios de HS en tres capas de profundidad del suelo, con una resolución espacial de 5 x 5 km y está disponible desde enero de 1991 hasta la actualidad. Se utilizaron las series temporales de las dos primeras capas (Laguardia y Niemeier, 2008), cuyo promedio se consideró la HS de la zona radicular, es decir, de 0-100 cm de profundidad. El periodo analizado en este estudio fue de enero de 1991 hasta diciembre de 2012, periodo de coincidencia con las series de crecimiento de los árboles y al que se circunscribió la duración de las series del resto de variables utilizadas.

### 2.1.3 Datos climáticos

Los datos climáticos se obtuvieron de las bases de datos *Spanish PREcipitation At Daily scale* (SPREAD) y *Spanish TEMperature At Daily scale* (STEAD) (Serrano-Notivol *et al.*, 2017, 2019). Ambas se suministran en una cuadrícula de resolución de 5 x 5 km sobre la península ibérica, con datos diarios de P, Tmax y Tmin. En el análisis se incluyó también SPI-1 (McKee *et al.*, 1993) por tratarse de un indicador representativo de las anomalías de P y se calculó para el periodo de análisis mediante la serie completa de SPREAD (1950 a 2012).

Adicionalmente, se obtuvieron series de ETP de la *Climatic Research Unit database* (University of East Anglia) para los píxeles correspondientes a cada

muestra de árbol. La ETP se suministra a escala mensual sobre una cuadrícula regular de 0,5° x 0,5° desde 1901 hasta la actualidad (Harris *et al.*, 2020). Esta variable se calcula mediante la ecuación de Penman-Monteith.

### 2.2. Metodología

Con el objeto de estudiar el papel de la HS y los factores climáticos en el crecimiento del pino carrasco e identificar cualquier patrón temporal, se realizó un análisis de correlación entre la serie TRI anual y el resto de las variables. Para ello, se calculó el coeficiente de correlación (R) de Pearson, y se estableció la significación estadística para los valores de  $p < 0,05$ . Este análisis se llevó a cabo a escala mensual, para un periodo de estudio que abarca desde enero de 1991 hasta diciembre de 2012.

Las variables utilizadas fueron HS, P, Tmax y Tmin, SPI-1 y ETP. Las series de TRI anuales se correlacionaron con las series de cada mes de dichas variables desde octubre del año anterior hasta diciembre del año correspondiente. Así, se obtuvieron 15 valores de R para cada localización. También se calculó la mediana de los 22 datos de R resultantes y el porcentaje de resultados significativos para cada mes.

Para analizar la influencia de la HS en el crecimiento de los árboles en comparación con las variables climáticas, se realizó un análisis de regresión lineal múltiple (RLM). Se utilizaron series mensuales, siendo las variables independientes la HS, P, SPI, ETP y Tmax y Tmin; y TRI la variable dependiente. Con el fin de evitar la presencia de multicolinealidad (Paul, 2006), se realizaron seis análisis de RLM diferentes en los que

se mantuvo la HS y se combinó con P o SPI, ETP, Tmax o Tmin. Para cada análisis se calculó el valor de p para cada variable independiente, determinado así su peso en el modelo de RLM. Por tanto, se obtuvo un valor de p mensual para cada variable y cada muestra. Finalmente, se calculó la mediana de los 22 valores de p resultantes y el porcentaje de valores de  $p < 0,05$  para cada variable y para cada mes.

A fin de investigar si la relación entre la HS y la dinámica de crecimiento del pino carrasco está modulada por las condiciones ambientales o si esa relación sigue un patrón geográfico, los valores de R (HS vs. TRI) obtenidos se correlacionaron con los valores medios de Tmed, Tmax, Tmin, P, ETP, la relación P/ETP (índice de aridez; UNEP, 1997) y la altitud, latitud y longitud de cada sitio muestreado.

## 3. Resultados y discusión

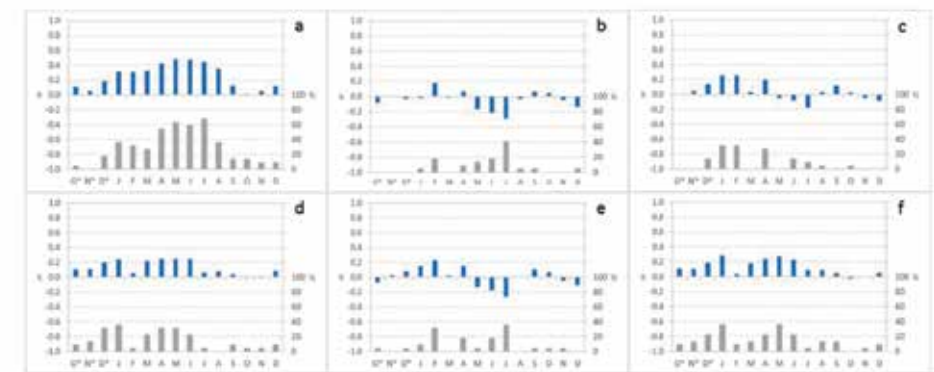


Figura 1. Mediana de los coeficientes de correlación mensual entre las series temporales de HS (a), Tmax (b), Tmin (c), P (d), ETP (e), SPI-1 (f) y TRI (barras azules). Porcentaje de casos significativos ( $p < 0,05$ ), barras grises. \*meses del año anterior.

Los resultados del análisis de correlación (Figura 1) muestran que la HS fue la variable más estrechamente correlacionada con el crecimiento del pino carrasco. El periodo de máxima correlación se extiende de abril a julio, periodo, además, en el que el número de casos con significación estadística supera siempre el 50 % (Figura 1a). Los meses en los que parece ser más crítica la relación entre ambas variables son mayo y junio, con una mediana de R en torno a 0,5.

Las variables climáticas analizadas (Figura 1b-f) muestran una mucho menor relación con el crecimiento del pino carrasco. Los valores de R han sido siempre inferiores a 0,3, y apenas se encontró el 40 % de las muestras significativas en aquellos meses en los que R alcanza su valor máximo. Los valores del coeficiente de correlación de las variables climáticas fueron, por lo general, inferiores a la mitad de los obtenidos con HS. Esos resultados tampoco han



permitido definir un patrón claro en ningún caso a lo largo del ciclo vegetativo.

Los resultados del análisis de correlación parecen indicar que el factor fundamental para el desarrollo del pino carrasco es la disponibilidad hídrica (Peña-Gallardo *et al.*, 2018), siendo la variable clave el contenido de agua del suelo. Esto se hace más evidente en primavera y mediados del verano, coincidiendo con los periodos de crecimiento de esta especie (de Luis *et al.*, 2007).

En la Tabla 1 se muestran los resultados de las diferentes combinaciones de variables realizadas en el análisis de regresión múltiple. Los correspondientes a

las funciones con SPI-1 no se muestran por la limitación de espacio y por evitar cierta redundancia, ya que son muy similares a los que incluyen la variable P. De los resultados obtenidos se infiere claramente que la HS es la variable con mayor peso en su relación con el crecimiento del pino carrasco, mostrando los valores de p más bajos en todos los casos (Tabla 1). En los meses de primavera y verano, los valores de la mediana de p son inferiores a 0,1, y el porcentaje de muestras significativas ( $p < 0,05$ ) supera el 50 %. En todos los casos, el valor mínimo de p se alcanzó en junio, oscilando entre 0,02 y 0,05.

Por el contrario, las variables climáticas utilizadas no mostraron una influencia clara en el crecimiento del pino carrasco al analizarlas conjuntamente con el contenido de agua del suelo (Tabla 1). El porcentaje de muestras significativas nunca superó el 40 %, y los valores de la mediana de p siempre fueron superiores al umbral de significación. Esto indica, nuevamente, una fuerte influencia de la HS en el crecimiento del pino carrasco cuando se analizan individualmente (Novak *et al.*, 2013), al considerar todos los factores analizados en conjunto, el efecto de aquellas pasa a un segundo plano debido al mayor peso de la HS, como muestran los modelos de RLM.

Tan importante como estudiar el papel de un determinado factor en la dinámica vegetal, es analizar si existe un patrón espacial o ambiental que explique dicha relación. A partir de los resultados obtenidos en este estudio, se ha evidenciado que la HS juega un papel predominante en relación con las otras variables que se utilizan comúnmente en estudios sobre los efectos de los factores climáticos en el crecimiento del pino carrasco (Zalloni *et al.*, 2016). Sin embargo, y al mismo tiempo, se ha visto que existe una apreciable variabilidad entre los casos analizados. Por esa razón, es interesante saber si la relación entre la HS y el crecimiento del pino carrasco está modulada por las condiciones ambientales o geográficas

de los lugares donde se ha analizado, y determinar si existe un factor predominante que acentúe o atenúe el papel de la HS. Para ello, los coeficientes de correlación entre HS y TRI se correlacionaron, a su vez, con los valores medios anuales de temperatura media (Tmed), Tmax, Tmin, P, ETP e índice de aridez (P/ETP), así como con la altitud, latitud y longitud de cada localización.

Los resultados de este análisis han puesto de manifiesto que las condiciones térmicas (Figura 2a, b, c) del lugar apenas inciden, y únicamente Tmin y Tmed de octubre del año precedente muestran una correlación significativa. Sin embargo, los valores del coeficiente de correlación entre HS y TRI están claramente relacionados con aquellos factores que expresan la disponibilidad de agua para los árboles, como la P, ETP y, sobre todo, el índice de aridez (Figura 2d, e, f). Los valores son significativos ( $p < 0,01$ ) con dichos factores en los meses de primavera y verano, cuando la actividad biológica y la aridez son máximas bajo condiciones mediterráneas. Manrique-Alba *et al.* (2017) también encontraron que la relación entre la HS y el crecimiento del pino carrasco era más estrecha en aquellas localizaciones más áridas. En cuanto a las variables geográficas, no se observa ninguna relación con la altitud, mientras que latitud y longitud (Figura 2g, h, i) muestran un patrón temporal similar al observado con las variables que definen el balance de agua. Esto está relacionado con el hecho de que en el área de distribución del pino carrasco la aridez evoluciona inversamente con la latitud y la longitud (Paniagua *et al.*, 2019).

			O*	N*	D*	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
HS P Tmax	HS	P	0,66	0,44	0,34	0,26	0,11	0,11	0,03	0,08	0,02	0,07	0,09	0,28	0,35	0,58	0,25
		%	0,0	0,0	13,6	9,1	22,7	36,4	59,1	36,4	59,1	40,9	31,8	4,5	13,6	9,1	9,1
	P	P	0,51	0,38	0,26	0,36	0,29	0,59	0,41	0,49	0,33	0,47	0,40	0,47	0,42	0,52	0,55
		%	4,5	9,1	13,6	4,5	4,5	4,5	9,1	0,0	0,0	4,5	4,5	4,5	4,5	0,0	13,6
	Tmax	P	0,68	0,68	0,48	0,47	0,13	0,32	0,18	0,69	0,47	0,20	0,63	0,30	0,46	0,52	0,55
		%	0,0	4,5	4,5	4,5	36,4	9,1	36,4	0,0	4,5	9,1	0,0	9,1	9,1	0,0	0,0
HS P Tmin	HS	P	0,61	0,49	0,35	0,35	0,18	0,14	0,09	0,05	0,05	0,05	0,09	0,30	0,34	0,59	0,20
		%	0,0	0,0	18,2	9,1	22,7	22,7	45,5	45,5	50,0	45,5	36,4	9,1	4,5	4,5	13,6
	P	P	0,56	0,53	0,41	0,43	0,48	0,63	0,41	0,53	0,43	0,43	0,41	0,41	0,36	0,60	0,62
		%	4,5	9,1	9,1	4,5	4,5	0,0	9,1	0,0	0,0	9,1	4,5	18,2	4,5	0,0	13,6
	Tmin	P	0,57	0,75	0,66	0,47	0,14	0,57	0,28	0,43	0,47	0,25	0,59	0,16	0,46	0,62	0,74
		%	4,5	4,5	0,0	4,5	22,7	0,0	22,7	4,5	4,5	18,2	4,5	18,2	0,0	0,0	0,0
HS P ETP	HS	P	0,66	0,46	0,34	0,34	0,13	0,12	0,03	0,07	0,03	0,06	0,09	0,30	0,37	0,59	0,20
		%	0,0	0,0	18,2	9,1	22,7	27,3	54,5	40,9	54,5	45,5	36,4	4,5	13,6	4,5	9,1
	P	P	0,53	0,40	0,31	0,39	0,34	0,57	0,39	0,49	0,31	0,46	0,41	0,47	0,40	0,56	0,55
		%	4,5	9,1	13,6	4,5	4,5	4,5	9,1	0,0	0,0	4,5	4,5	9,1	4,5	0,0	13,6
	ETP	P	0,61	0,73	0,62	0,34	0,13	0,41	0,21	0,68	0,46	0,20	0,61	0,17	0,41	0,70	0,76
		%	9,1	4,5	0,0	18,2	31,8	4,5	27,3	0,0	4,5	13,6	0,0	9,1	9,1	4,5	0,0

Tabla 1. Resultados del análisis de regresión lineal múltiple para HS, P, Tmax, Tmin y ETP. Casillas grises: valores de mediana de  $p \leq 0,1$ . En negrita: porcentaje  $>50\%$  de resultados significativos ( $p < 0,05$ ). \*meses del año anterior.

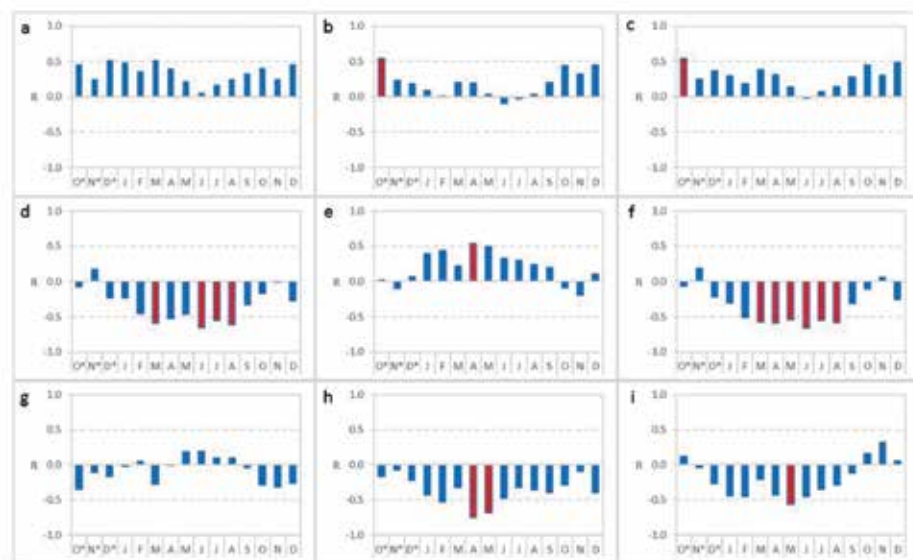


Figura 2. Coeficiente de correlación entre R (HS vs. TRI) y los datos medios anuales de (a) Tmax, (b) Tmin, (c) Tmed, (d) P, (e) ETP, (f) P/ETP, y (g) altitud, (h) latitud e (i) longitud de cada sitio muestreado. Casos significativos ( $p < 0,01$ ), barras rojas. \*meses del año anterior.

#### 4. Conclusiones

El estudio ha puesto de manifiesto que la humedad del suelo (HS) juega un papel determinante en el crecimiento del pino carrasco, centrándose en los meses del final de la primavera y el principio del verano, coincidiendo con el momento de máximo desarrollo de la especie. Al analizar la HS juntamente con variables climáticas que se utilizan comúnmente en este tipo de estudios, se ha visto que dicha variable tiene un peso mucho más destacado, lo que subraya aún más su relevancia como factor ambiental.

Se ha comprobado, también, que la influencia de la HS en el crecimiento del pino carrasco está modulada por aquellos factores ambientales y geográficos

que determinan la aridez en España. Eso significa que el papel de la HS se acentúa y se vuelve todavía más determinante a medida que las condiciones son más áridas, tanto en el tiempo como en el espacio. Esta circunstancia tiene un interés añadido considerando el escenario de cambio climático en el que estamos inmersos, ya que esa es una de sus consecuencias más evidentes y preocupantes, sobre todo, en regiones como la mediterránea.

#### Agradecimientos

Este estudio fue financiado por el Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades de España (proyectos ESP2017-89463-C3-3-R y PID2020-114623RB-C33); la Junta de Castilla y León (proyecto Unidad de Excelencia CLU-2018-04), y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER).

#### 5. Referencias

- COOK, E. y HOLMES, R. (1986): «User's manual for Arstan program. Adapted from user's manual for program ARSTAN», en Holmes, R., Adams, R.K. y Fritts, H.C. (Ed.): *Tree-ring Chronologies of Western North America: California, Eastern Oregon and Northern Great Basin*. Laboratory of Tree-Ring Research, University of Arizona, Tucson, AZ. pp. 50-65.
- COOK, E. y PETERS, K. (1997): «Calculating unbiased tree-ring indices for the study of climatic and environmental change», *Holocene*, 7(3), 361-370.
- DE LUIS, M., GRIČAR, J., ČUFAR, K. y RAVENTÓS, J. (2007): «Seasonal dynamics of wood formation in *Pinus halepensis* from dry and semiarid ecosystems in Spain», *IAWA J.*, 28(4), 389-404.
- DE LUIS, M., NOVAK, K., RAVENTÓS, J., GRIČAR, J., PRISLAN, P. y ČUFAR, K. (2011): «Climate factors promoting intra-annual density fluctuations in Aleppo pine (*Pinus halepensis*) from semiarid sites», *Dendrochronologia*, 29(3), 163-169.
- DE LUIS, M., ČUFAR, K., DI FILIPPO, A., NOVAK, K., PAPADOPOULOS, A., PIOVESAN, G., RATHGEBER, C. B. K., RAVENTÓS, J., SAZ, M. A. y SMITH, K.T. (2013): «Plasticity in dendroclimatic response across the distribution range of Aleppo pine (*Pinus halepensis*)», *PLoS ONE*, 8(12), e83550.
- DE ROO, A. P. J., WESSELING, C. G. y VAN DEURSEN, W. P. A. (2000): «Physically based river basin modelling within a GIS: The LISFLOOD model», *Hydrol. Process.*, 14, 1981-1992.
- HARRIS, I., OSBORN, T. J., JONES, P. y LISTER, D. H. (2020): «Version 4 of the CRU TS monthly high-resolution gridded multivariate climate dataset», *Sci. Data*, 7, 109.
- HILLEL, D. (1998): «Environmental Soil Physics: Fundamentals, Applications, and Environmental Considerations», en *Academic Press* (Ed.). London, UK.
- LAGUARDIA, G. y NIEMEYER, S. (2008): «On the comparison between the LISFLOOD modelled and the ERS/SCAT derived soil moisture estimates», *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 12, 1339-1351.
- MANRIQUE-ALBA, A., RUIZ-YANETTI, S., MOUTAHIR, H., NOVAK, K., DE LUIS, M. y BELLOT, J. (2017): «Soil moisture and its role in growth-climate relationships across an aridity gradient in semiarid *Pinus halepensis* forests», *Sci. Total Environ.* 574, 982-990.
- MCKEE, T. B., DOESKEN, N. J. y J. KLEIST, (1993): The relationship of drought frequency and duration to time scales. Proc. 8th Conf. Applied Climatology, Amer. Meteor. Soc., Jan 17-23, 1993, Anaheim CA, 179-186.
- MITECO. (2021): «Informe sobre el estado del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad en España a 2020», *Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico*. Madrid.
- MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ, J., ALMENDRA-MARTÍN, L., DE LUIS, M., GONZÁLEZ-ZAMORA, A., HERRERO-JIMÉNEZ, C. M. (2019) «Tracking tree growth through satellite soil moisture monitoring: A case study of *Pinus halepensis* in Spain», *Remote Sens. Environ.*, 235, 111422.
- MAURI, A., DI LEO, M., DE RIGO, D. y CAUDULLO, G. (2016): «*Pinus halepensis* and *Pinus brutia* in Europe: Distribution, habitat, usage and threats», en San-Miguel-Ayanz, J. de Rigo, D. Caudullo, G. Houston Durrant, T. y Mauri, A. (Ed.): *European Atlas of Forest Tree Species*. Publ. Off. EU, Luxembourg, e0166b8+.

NOVAK, K., DE LUIS, M., RAVENTÓS, J. y ČUFAR, K. (2013): «Climatic signals in tree-ring widths and wood structure of *Pinus halepensis* in con-trasted environmental conditions», *Trees*, 27(4), 927-936.

OBERHUBER, W. y KOFLER, W. (2000): «Topographic influences on radial growth of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) at small spatial scales», *Plant Ecol.*, 46, 231-240.

PANIAGUA, L. L., GARCÍA-MARTÍN, A., MORAL, F. J. y REBOLLO, F. J. (2019): «Aridity in the Iberian Peninsula (1960–2017): Distribution, tendencies, and changes», *Theor. Appl. Climatol.*, 138, 811-830.

PAUL, R. K. (2006): «Multicollinearity: Causes, effects and remedies», *IASRI, New Delhi*, 1(1), 58-65.

PEÑA-GALLARDO, M., VICENTE-SERRANO, S. M., CAMARERO, J. J., GAZOL, A., SÁNCHEZ-SALGUERO, R., DOMÍNGUEZ-CASTRO, F., EL KENAWY, A., BEGUERÍA-PORTUGÉS, S., GUTIÉRREZ, E., DE LUIS, M., SANGÜESA-BARRERA, G., NOVAK, K., ROZAS, V., TÍSCAR, P. A., LINARES, J. C., MARTÍNEZ DEL CASTILLO, E., RIBAS MATAMOROS, M., GARCÍA-GONZÁLEZ, I., SILLA, F., CAMISÓN, Á., GÉNOVA, M., OLANO, J. M., LONGARES, L.A., HEVIA, A. y GALVÁN, J. D. (2018): «Drought Sensitiveness on Forest Growth in Peninsular Spain and the Balearic Islands», *Forests*, 9, 524.

SAMANIEGO, L., THOBER, S., KUMAR, R., WANDERS, N., RAKOVEC, O., PAN, M., ZINK, M., SHEFFIELD, J., WOOD, E.F. y MARX, A. (2018): «Anthropogenic warming exacerbates European soil moisture droughts», *Nat. Clim. Chang.*, 8, 421-426.

SERRANO-NOTIVOLI, R., BEGUERÍA, S., SAZ, M. Á., LONGARES, L.A. y DE LUIS, M. (2017): «SPREAD: A high-resolution daily gridded precipitation dataset for Spain—an extreme events frequency and intensity overview», *Earth Syst. Sci. Data*, 9, 721-738.

SERRANO-NOTIVOLI, R., BEGUERÍA, S. y DE LUIS, M. (2019): «STEAD: A high-resolution daily gridded temperature dataset for Spain», *Earth Syst. Sci. Data*, 11, 1171-1188.

TEJEDOR, E., SERRANO-NOTIVOLI, R., SAZ, M. A., LONGARES, L.A., NOVAK, K., CUADRAT, J. M. y DE LUIS, M. (2020): «Rain in the desert; A precipitation reconstruction of the last 156 years inferred from Aleppo Pine in the Bardenas Natural Park, Spain», *Dendrochronologia*, 62, 125759.

UNEP (1997): «World Atlas of Desertification». N. Middleton and D. Thomas (Co-ordinating Editors). *United Nations Environment Programme*. London.

VENNETIER, M., RIPERT, C. y RATHGEBER, C. (2018): «Autecology and growth of Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.): A comprehensive study in France», *For. Ecol. Manag.*, 413, 32-47.

ZALLONI, E., DE LUIS, M., CAMPELO, F., NOVAK, K., DE MICCO, V., DI FILIPPO, A., VIEIRA, J., NABAIS, C., ROZAS, V. y BATTIPAGLIA, G. (2016): «Climatic Signals from Intra-annual Density Fluctuation Frequency in Mediterranean Pines at a Regional Scale», *Front. Plant Sci.*, 7, 579.

## LOS CORREDORES BIOLÓGICOS COMO ESTRATEGIA DE ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO EN COSTA RICA: UNA EVALUACIÓN DESDE LA PERSPECTIVA DEL PAISAJE

Carlos Morera Beita<sup>1</sup>

### Resumen

El Antropoceno ha irrumpido en la gestión de las áreas protegidas y los paisajes, modificando con el abordaje dominante de cápsula por un innovador enfoque sistémico. De esta forma, la agenda ambiental de las últimas décadas se ha centrado en identificar acciones en la procura de la adaptación de las especies a las nuevas condiciones climáticas, dentro de las cuales destacan los corredores biológicos. Costa Rica, como otros países, ha implementado esta estrategia para enfrentar los procesos de fragmentación ecológica, así como instrumento de adaptación al cambio climático. Esta investigación analiza los corredores biológicos establecidos en Costa Rica para evaluar su pertinencia como estrategia de adaptación al cambio climático fundamentado en sus superficies, sus cambios de cobertura natural, su gradiente ecológica y su función como refugios climáticos. La metodología se basa en análisis espacial por medio de un SIG y se concluye que es limitada la eficiencia de los corredores biológicos para la adaptación al cambio climático.

**Palabras clave** *conectividad ecológica, áreas protegidas, estructura del paisaje, adaptación al cambio climático*

### Abstract

Biological corridors as a strategy for adaptation to climate change in Costa Rica: An evaluation from the perspective of landscape structure. The Anthropocene has disrupted the management of protected areas and landscapes, modifying the capsule vision for a systemic approach. In this way, the environmental agenda of the last decades has focused on identifying actions in the pursuit of the adaptation of the species to the new climatic conditions, within which the biological corridors stand out. Costa Rica, like other countries, has implemented this strategy to face ecological fragmentation processes, as well as adaptation to climate change. This research analyzes the biological corridors established in Costa Rica to assess their relevance as a strategy for adaptation to climate change based on their surfaces, their changes in natural coverage, their ecological gradient, and their function as climate shelters. The methodology is based on spatial analysis through a GIS, and it concluded that the efficiency of biological corridors for adaptation to climate change is limited.

**Keywords** *Ecological connectivity, protected areas, landscape structure, climate change adaptation*

<sup>1</sup>Escuela de Ciencias Geográficas, Universidad Nacional de Costa Rica.  
cmorera@una.cr

## 1. Introducción

Los ecosistemas son dinámicos, tanto en estructura como en composición, debido a se encuentran sometidos a cambios espaciales y temporales de forma permanente (Coppin, Jonckheere, Nackaerts & Muys, 2004). Estas transformaciones provocan que la distribución espacial de los ecosistemas esté en constante modificación, generando efectos sobre su funcionalidad y su estructura. Durante la última década, uno de los aspectos que provoca cambios en los bosques, especialmente los tropicales, es su pérdida que, de acuerdo con Seymour & Harris (2019), continúan con una alta tasa, con los consecuentes disturbios para la biodiversidad, los ciclos biogeoquímicos y la calidad de vida de las comunidades locales. La reducción de la superficie de los bosques genera una fragmentación de los ecosistemas naturales ante lo cual se han identificado los corredores biológicos (CB) como respuesta para reducir sus efectos adversos. Los CB se han convertido en una estrategia común para la conservación de la biodiversidad (Hilty *et al.* 2006) y se definen como espacios que permiten o facilitan el movimiento de individuos de especies y procesos ecológicos relacionados, como el movimiento de energía, el flujo de genes y los ciclos de nutrientes (Palmeri *et al.* 2017). Desde la perspectiva práctica, se identifican tres dimensiones dentro de los CB: ecológica (flujo y residencia de especies), estructural (condiciones de fragmentación y conectividad) de los paisajes y económica (los usos antrópicos y la gobernanza ambiental que facilitan la conectividad (Morera, Alvarado, Sánchez y Sandoval, 2022).

Entre los países que han determinado un sistema de CB a escala nacional destaca China que ha identificado una red que articula los fragmentos de ecosistemas naturales dentro sus áreas protegidas (Liang y otros., 2018). En la mayoría de países de América Latina se han establecido CB; algunos presentan enfoques multinacionales como el corredor mesoamericano Paseo Pantera (Solís, Madrigal, Cruz & Fonseca, 2002), que se extiende por la costa caribeña del istmo centroamericano, mientras que países como Honduras (Molina, 2019); México (Vergés, Escalera-Matamoros, Ayala-Orozco, García-Frapolli, & Galán-Guevara, 2021); Colombia (Olaya-Angarita, Díaz-Pérez, & Morales-Puentes, 2019), Argentina (Rivas, Mujica, & Brassiolo, 2018), Brasil (Santos *et al.*, 2018), han implementado iniciativas de este tipo. Costa Rica, desde la década de 1990, cuenta con CB como espacios de conectividad de las áreas protegidas que funcionan como rutas de interconexión entre áreas núcleo. El país ha establecido 51 CB que cubren el 39 % de la superficie del territorio, no obstante, a pesar de su abundante existencia, no existen investigaciones que evalúen su funcionalidad como estrategias de adaptación al cambio climático. Basada en el vacío cognitivo identificado, esta investigación analiza los CB de Costa Rica desde la perspectiva de sus superficies, sus cambios en la cobertura natural, su ubicación en cuanto a zonas de vida para evaluar su localización en cuanto a los refugios climáticos identificados en el país, así como los gradientes ecológicos, para valorar la funcionalidad de los CB como instrumentos de adaptación al cambio climático.

### 1.1. Caracterización del área de estudio

Costa Rica es un país tropical localizado en el istmo Centroamericano con características que han facilitado una biodiversidad abundante como es ser un espacio de conexión, junto a otros países, entre América del norte (región neártica) y América del sur (región neotropical), condición que ha aportado la presencia especies de ambas regiones biogeográficas. El país ha realizado esfuerzos por establecer un sistema de áreas protegidas que en la actualidad preserva cerca del 25 % del territorio continental dentro de alguna de las categorías de áreas protegidas como: reservas biológicas, parques nacionales, reservas de vida silvestre, reservas forestales, zonas protectoras y humedades. De ellas, cerca del 15 % representa propiedades estatales y para el 10 % restante, el estado se limita a gestionar su manejo (Morera, Sandoval y Alfaro, 2021). Los principales ecosistemas representativos del país como páramos, bosques nubosos, bosques inundados, bosques secos, vegetación de lagunas, manglares, sabanas; así como los rasgos geomorfológicos relevantes, como volcanes, están preservados dentro de los territorios bajo la jurisdicción del Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC), los cuales han sobrevivido al acelerado proceso de deterioro ambiental que enfrentó el país en la segunda mitad del siglo XX (Boza, 2015).

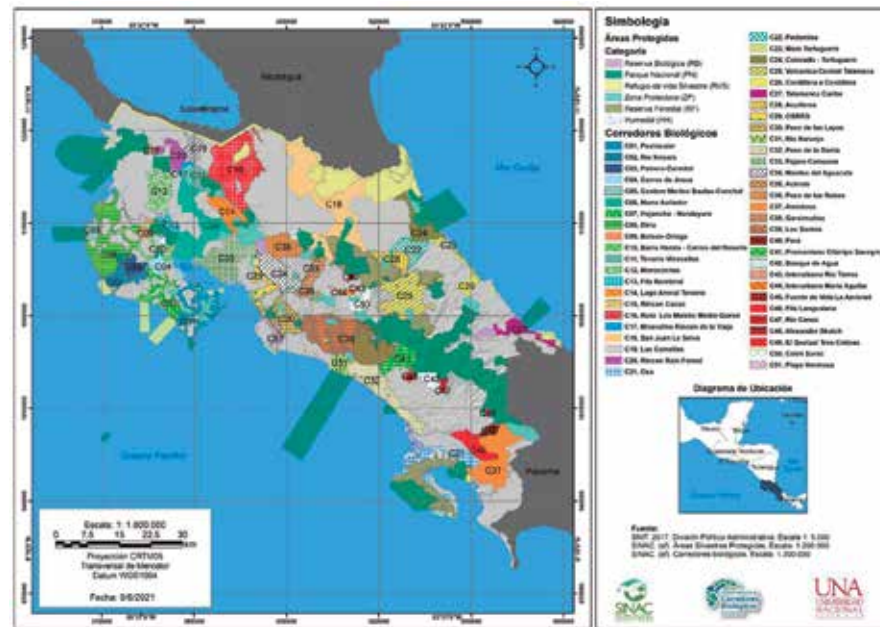
Dentro de las categorías de conservación del país, durante las últimas tres décadas se han promocionado los CB, los cuales no se incluyen dentro de las categorías oficiales de conservación, debido a que son espacios donde el SINAC gestiona acciones productivas y de

conservación, pero no es propietaria de estos territorios. Con el objetivo de gestionar los CB's se estableció el Programa Nacional de Corredores Biológicos (PNCB) en 2006 (Villate, Canett, Chassot y Monge, 2009), que determinó estas áreas como prioritarias para la asignación de pago por servicios ambientales (Morera, Sandoval y Loria, 2017). En 2021, Costa Rica contaba con 51 CB distribuidos en el país (Mapa 1) que cubren el 39 % de la superficie del país y han sido razón de diversas investigaciones como las de Acuña, Molina y Rodríguez (2017); Chinchilla (2015); Bosselmann (2012); Villate *et al.*, (2009); Alarcón, Anzueto, Galindo, García, Gómez, Porras y Sáenz (2003), entre otros. De acuerdo con el Reglamento de Corredores Biológicos en el país se identifican tres tipos: naturales, interurbanos y marinos. Esta investigación está centrada en los corredores naturales porque son los que responden al concepto de movimiento de especies y es donde el país ha fundamentado históricamente las decisiones para su establecimiento.

### 1.2. Metodología

Para definir los límites de cada CB se utilizó una base de datos vectorial administrada por el Programa Nacional de Corredores Biológicos, y se corrigieron los límites de los polígonos a partir de procesos de edición utilizando el programa Arc-Map 10.5. Además, se elaboraron capas de uso de la tierra para los años 2000 y 2015 utilizando imágenes de satélite LandSat7 y LandSat8 con una resolución espacial de 30 m. Asimismo, el programa SIG (Arc-Map 10.5) se utilizó para analizar los CB y su distribución en los diferentes pisos altitudinales. Para





Mapa 1. Corredores biológicos de Costa Rica para 2021.

evaluar las superficies de los CB se agruparon en tres categorías: microlocal (0-25 000), local (de 25 001 a 50 000 ha) y regional (más de 40 001 ha).

Para valorar los cambios en la cobertura natural de los diferentes periodos de estudio, se calculó la tasa de cambio de la vegetación natural de acuerdo con la fórmula propuesta por la FAO (1996):

$$C = (T2/T1) (1/n - 1) * 100$$

Dónde:

C= Tasa de cambio de la cobertura natural.

T1= Año de inicio (con el que se quiere comparar).

T2= Año actual o más reciente.

n= Número de años entre T1 y T2.

## 2. Resultados y discusión

### 2.1. Área de los corredores biológicos

Evaluar la superficie de los CB desde la perspectiva de la adaptación al cambio climático implica considerar el área, por lo que el principio de máxima superficie que se establece en las áreas protegidas (Simberloff & Abele, 1976), también domina en el diseño de CB. Investigaciones como las de Morera, Sandoval y Alfaro (2021) encontraron la relación

entre los requerimientos de hábitats de las especies claves para la cual se establece el CB y la superficie de estos. De tal forma que la superficie óptima está sujeta a las necesidades de hábitat de cada especie. Las áreas de los CB del país son diversas, siendo el 25 % considerados como regionales, mientras los locales representan el 46 % y los micro-

locales el 29 % (Figura 1). Durante los últimos años se han establecido en Costa Rica algunos CB de tipo interurbanos (verdes), los cuales se centran en la regeneración de las especies arbóreas en espacios urbanos y presentan potencial para el intercambio genético de las especies. Varios proyectos tales como el Paseo Pantera (corredor mesoamericano) se ha establecido procurando la conectividad de los felinos, sin embargo, de acuerdo con la investigación anteriormente citada, debido a la superficie, únicamente los corredores Los Santos y San Juan-La Selva presentan condiciones óptimas para potenciar el paso o la residencia de los jaguares (*Panthera onca*) y muy posiblemente para los pumas (*Puma concolor*), puma jaguarundi (*Puma jagouarundi*) y el caucel (*Leopardus wiedii*), que prefieren condiciones más prístinas. De igual forma, existen algunas especies que pueden procurar hábitats más fragmentados e intervenidos como son el tigrillo (*Leopardus tigrinus*) y el maninorgo (*Leopardus pardalis*). Proceso similar ocurre en

el caso de la danta (*Tapirus bairdii*), lo cual provoca que escasos CB presenten hábitats adecuados para esta especie. En el caso de los chanchos de montes (*Tayassu pecari*) y los sainos (*Pecari tajacu*) muestran menos requerimiento de grandes extensiones, pero pueden estar afectadas por la caza, lo que las ha convertido en especies en condición vulnerable, según la UICN.

Por otro lado, el efecto de borde se incrementa a la medida que decrece el tamaño de los corredores, lo cual aumenta la perturbación como concluye Keitt, Lewis & Holt (2001). Por lo cual, posiblemente los corredores locales y microlocales presentan un mayor efecto de borde que los regionales. No obstante, se requiere inventariar las especies para determinar a cuáles se favorecen con ese CB. Por ejemplo, algunas áreas pueden ser muy pequeñas y fragmentadas, pero favorecen el paso o la residencia de algunas aves como los demuestran una investigación de Solís y Jiménez (2019).



Figura 1. Corredores biológicos de Costa Rica según área para el 2021.

La adaptación al cambio climático desde la perspectiva de las especies implica facilitar los desplazamientos y los CB se transforman en estas pistas de tránsito. Cada especie, tanto de flora como de fauna, presenta diferentes requerimientos por lo que se deben evaluar las condiciones ecológicas, porque estos espacios de conectividad pueden favorecer el incremento de especies oportunistas como plantean Fletcher, Didham, Banks-Leite, Barlow, Rosindell y Melo (2018), cuando se refieren a los efectos negativos de los CB como facilitadores de dispersión tanto de plagas como de enfermedades, y que no permitiría el cumplimiento de los objetivos de establecimiento del área protegida.

### 2.2. Índice de fragmentación/ conectividad de los corredores biológicos de Costa Rica 2000-2015

Desde una base conceptual los CB se establecen con el fin de incrementar la conectividad ecológica, la cual se potencia con el aumento de la cobertura natural, así como la disposición en cuanto a vecindad de los fragmentos de ecosistemas naturales. Durante el periodo entre 2000 y 2015, la tasa de cambio mostró que la mayoría de los CB incrementaron la cobertura natural, lo cual es similar al proceso que ocurre en todo el territorio del país (Morera y Sandoval, 2018).

En la segunda parte del siglo pasado, Costa Rica presentó un acelerado proceso de deforestación, que implicó una reducción de un 54 % de la cobertura natural durante un periodo de 37 años (1950–1987). No obstante, durante el último decenio inicia un proceso de restauración ecológica que ha generado la

recuperación de estos bosques, el cual ha permitido que, en el periodo 1987–2015, el 40 % del bosque eliminado se recupere (Boza, 2015). Múltiples factores han aportado a la distribución espacial de la cobertura boscosa, aunque uno de los principales factores es la transformación del modelo económico que movió su eje del sector primario para centrarse en el de servicios como principal actividad productiva. Lo anterior se reafirma en que «*la recuperación de la cobertura forestal se da como consecuencia de un colapso del sistema productivo nacional, que estuvo controlado por factores como el precio internacional de la carne y la presencia de una ganadería extensiva en lugar de intensiva; en otras palabras, la recuperación fue consecuencia de una menor extracción de recursos por unidad de uso de la tierra*», como plantea Sánchez-Azofeifa (2015).

A pesar de lo anterior algunos CB reducen sus coberturas naturales, lo cual está básicamente relacionado con la expansión de los monocultivos como la piña, la palma africana y el banano (Fig. 2), como por ejemplo en San Juan-La Selva, Colorado-Tortuguero, Ruta Los Malecus-Medio Queso. Lo anterior, es evidencia de la ausencia de una política regional que ordene el uso del suelo dentro de los CB, especialmente con respecto a los planes reguladores de cada uno de los cantones.

### 2.3. Gradiente ecológico de los corredores biológicos

La gradiente ecológica es la variación de especies en un perfil altitudinal de acuerdo con Ruggiero (2001). Considerando que los CB son autopistas que facilitan los movimientos adaptativos al

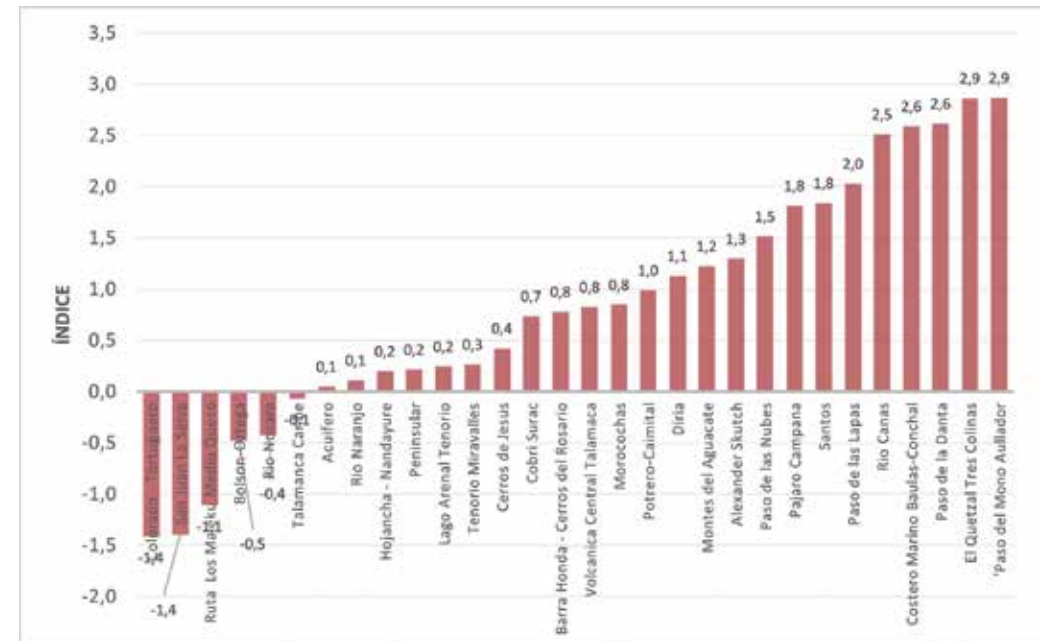


Figura 2. Corredores biológicos de Costa Rica: Tasas de cambio de la vegetación entre 2000-2015.

cambio climático, deberían presentar el mayor gradiente ecológico, lo cual considerando que este es una de las principales causas de la alta biodiversidad de Costa Rica, su consideración debería ser un factor fácil de incorporar. No obstante, analizando la Figura 3 (Anexo 1), que muestra la localización de los CB de acuerdo con los pisos altitudinales identificados en el país, únicamente dos iniciativas (7 %) se localizan sobre todos los pisos altitudinales y la mayoría se centran en dos pisos altitudinales especialmente basal-premontano que representan el 33 %. Además, el 23 % de los CB están ubicados únicamente en el piso basal no cumpliendo con la incorporación de la gradiente ecológica. Por lo cual, este factor no ha sido determinante en la localización de los CB.

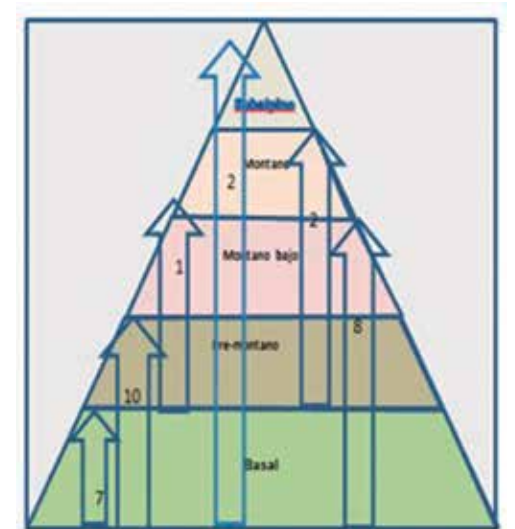


Figura 3. Localización de los corredores biológicos de Costa Rica en función de los pisos altitudinales.

## 2.4. Los refugios climáticos y los corredores biológicos

De acuerdo con Borrini-Feyerabend y otros (2019) los refugios climáticos son lugares donde el hábitat favorable persiste o se desarrolla a medida que cambian los patrones atmosféricos. Costa Rica oficialmente ha identificado los refugios climáticos y que desde un principio conceptual podrían ser espacios protegidos incluyendo los CB (Lobo y Acevedo, 2014). No obstante, como

muestra la Figura 4, únicamente el 4 % de los CB están ubicados dentro de algún refugio. Además, los parques nacionales, que son la categoría más relevante en el país porque protegen las áreas de mayor valor tanto ecológico como en extensión (12 % del territorio continental del país), solo comprenden el 10 % de los refugios climáticos identificados. Lo anterior evidencia que la función de los CB como refugios climáticos no ha sido incorporada en su establecimiento.

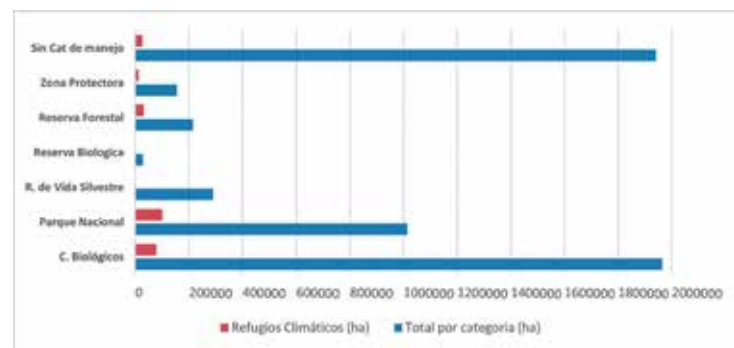


Figura 4. Ubicación de los refugios climáticos con relación a las áreas protegidas en Costa Rica.

## 3. Conclusiones

La sociedad actual se encuentra ante la urgencia de utilizar el conocimiento y la tecnología para identificar acciones para evitar la acelerada pérdida de las especies producto de los procesos de fragmentación de los ecosistemas naturales, asociada en parte al cambio climático. Costa Rica, como otros países, ha iniciado acciones estableciendo CB dentro de esta urgencia, contando para 2021 con cincuenta iniciativas, con una diversidad en tamaño, donde no se valoran los requerimientos de hábitats de las especies claves para lo cual se establecen los CB. De igual forma, no existe una política territorial que potencie la

conectividad de los CB, por lo que algunos han reducido sus coberturas naturales. Tanto el gradiente ecológico, así como los espacios identificados como refugios climáticos no son factores relevantes en la localización de los CB, por lo cual es necesario incorporarlos para que esta estrategia cumpla su misión. Lo anterior evidencia que el país ha avanzado en el establecimiento de CB como estrategia ante la fragmentación de los ecosistemas naturales, pero requiere acciones que los consolide como espacios de conectividad eficientes ante el cambio climático.

## Agradecimientos

Esta investigación ha sido financiada por los recursos FIDA (Fondo Institucional de Desarrollo Académico) de la Universidad Nacional de Costa Rica. A ellos nuestro agradecimiento.

## 4. Referencias

- ACUÑA, E., MOLINA, N. & RODRÍGUEZ, S. (2017): *Análisis de la estructura del paisaje en el corredor biológico Alexander Skutch, Pérez Zeledón, en los años 2005, 2012 y 2016*. Tesis. Escuela de Ciencias Geográficas. Universidad Nacional, Heredia.
- ALARCÓN, D., ANZUETO, A., GALINDO, A., GARCÍA, J., GÓMEZ, C., PORRAS, L. & SÁENZ, J. (2003): *Evaluación de la biodiversidad en el corredor biológico: Una perspectiva integral de paisaje*. MINAE, INBIO, The Nature Conservancy y Maestría en Manejo de Vida Silvestre. Heredia, Costa Rica.
- BORRINI-FEYERABEND, G., DUDLEY, N., JAEGER, T., LASSEN, B., PATHAK BROOME, N., PHILIPS, A., & SANDWITH, T. (2019): *Gobernanza y gestión de áreas protegidas*. ANU Press. UICN, Suizland.
- BOSSELMANN, A. S. (2012): *Mediating factors of land use change among coffee farmers in a biological corridor*. *Ecological Economics*, 80, pp. 79-88.
- BOZA, M. A. (2015): *Historia de la conservación de la naturaleza en Costa Rica: 1754-2012*. Instituto Tecnológica de CR. Cartago, Costa Rica.
- COPPIN, P., I. JONCKHEERE, K. NACKAERTS, B. MUYS. (2004): *Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review*. *International Journal of Remote Sensing*, 25(9), 1565-1596.
- FAO. (1996): *Forest resources assessment. survey of tropical forest cover and study of change processes*. Number 130, 152 pp. Roma. Italy
- FLETCHER JR, R. J., DIDHAM, R. K., BANKS-LEITE, C., BARLOW, J., EWERS, R. M., ROSINDELL, J. & MELO, F. P. (2018): *Is habitat fragmentation good for biodiversity?* *Biological conservation*, 226, 9-15.
- HILTY, L. M., ARNFALK, P., ERDMANN, L., GOODMAN, J., LEHMANN, M., & WÄGER, P. A. (2006): *The relevance of information and communication technologies for environmental sustainability—a prospective simulation study*. *Environmental Modelling & Software*, 21(11), 1618-1629.
- KEITT, T. H., LEWIS, M. A., & HOLT, R. D. (2001): *Allee effects, invasion pinning, and species' borders*. *The American Naturalist*, 157(2), 203-216.
- LIANG, J., HE, X., ZENG, G., ZHONG, M., GAO, X., LI, X., & MO, D. (2018): *Integrating priority areas and ecological corridors into national network for conservation planning in China*. *Science of the Total Environment*, 626, 22-29.
- LOBO, S. y ACEVEDO, H. (2014): *Actualización y rediseño de dos medidas de conservación para la adaptación del sector conservación para la adaptación del sector biodiversidad ante el cambio climático*. SINAC-CATIE. San José, Costa Rica.
- MOLINA J, (2019): *Análisis de fragmentación y herramientas de manejo del paisaje en el Corredor Biológico La Unión, Honduras*. Escuela Agrícola Panamericano Zamorano. Honduras.
- MORERA, C., & SANDOVAL, L. F. (2018): *Fragmentación y conectividad de la cobertura natural a nivel cantonal en Costa Rica durante los años 2000 y 2015*. *Revista Geográfica de América Central, Edición 61e (4) Especial I Congreso Ciencias de la Tierra y el Mar*. Universidad Nacional. <http://dx.doi.org/10.15359/rgac.Esp-4.2>
- MORERA, C., ALFARO, L.D., SÁNCHEZ J., y MURILLO. L.F. (2023): *Manual de gestión de Corredores Biológicos: Conceptos y técnica*. SINAC-UNA. Heredia, Costa Rica. En prensa.
- MORERA, C., SANDOVAL, L. F., & ALFARO, L. D. (2021): *Ecological corridors in Costa Rica: An evaluation applying landscape structure, fragmentation-connectivity process, and climate adaptation*. *Conservation Science and Practice*, e475.



MORERA, C., SANDOVAL, L. F., & ALFARO, L. D. (2021): *Evaluación de corredores biológicos en Costa Rica: estructura de paisaje y procesos de conectividad-fragmentación*. Revista Geográfica de América Central, (66), 106-132

MORERA, C., MURILLO, L. F. y LORÍA A. (2017): *Dinámica espacio-temporales de los Servicios Ambientales (PSA) en Costa Rica 2011-2015; Memoria Encuentro de Geógrafos de América Latina*. La Paz, Bolivia.

OLAYA-ANGARITA, J. A., DÍAZ-PÉREZ, C. N., & MORALES-PUENTES, M. E. (2019): *Composición y estructura de la transición bosque-páramo en el corredor Guantiva-La Rusia (Colombia)*. Revista de Biología Tropical, 67(4), 755-768.

RIVAS, F., MUJICA, G. E., & BRASSIOLO, M. (2018): *Corredores biológicos y la conservación de la biodiversidad: El caso del corredor norte en Santiago del Estero*. Los bosques y el futuro. Consolidando un vínculo permanente en la educación forestal. Universidad Nacional de Santiago del Estero, Santiago del Estero, 151-177.

RUGGIERO, A. (2001): *Interacciones entre la biogeografía ecológica y la macroecología: aportes para comprender los patrones espaciales en la diversidad biológica*. Introducción a la biogeografía en Latinoamérica: teorías, conceptos, métodos y aplicaciones. Universidad Autónoma de México. México D.F., México.

SÁNCHEZ-AZOFFEIFA A. (2015): *Análisis de la cobertura forestal de Costa Rica entre 1960 y 2013*. Revista Ambientico # 253. Universidad Nacional, Heredia.

SANTOS, J. S., LEITE, C. C. C., VIANA, J. C. C., DOS SANTOS, A. R., FERNANDES, M. M., DE SOUZA ABREU, V. & DE MENDONÇA, A. R. (2018): *Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest*. Ecological indicators, 88, 414-424.

SEYMOUR, F., & HARRIS, N. L. (2019): *Reducing tropical deforestation*. Science, 365(6455), 756-757.

SIMBERLOFF, D. S., & ABELE, L. G. (1976): *Island biogeography theory and conservation practice*. Science, 191(4224), 285-288

SOLÍS, H., & JIMÉNEZ, O. (2019): *Red de conectividad que permita la Priorización de esfuerzos de conservación del hábitat de la Lapa Roja (Ara macao) en el Corredor Biológico paso de las Lapas, Pacífico Central, Costa Rica*. Tesis de Grado Licenciatura en Ciencias Geográficas. Universidad Nacional. Heredia, Costa Rica.

SOLÍS, V., MADRIGAL P., CRUZ I. & FONSECA M. (2002): *Mesoamerican Biological Corridor and local participation: Parks*. Vol. 12, no. 2, pp. 42-54

VERGÉS, F. A. R., ESCALERA-MATAMOROS, C., AYALA-OROZCO, B., GARCÍA-FRAPOLLI, E., & GALÁN-GUEVARA, C. (2021): *Transversalidad en políticas mexicanas de conservación de la biodiversidad: Coinbio y Corredor Biológico Mesoamericano*. Economía Sociedad y Territorio, 21(67), 775-802

VILLATE, L. CANET-DESANTI, CHASSOT, O., & MONGE-ARIAS, G., (2009): *Una estrategia exitosa de conservación*, CATIE, Costa Rica.

## 5. Anexo 1

### Localización de los corredores biológicos de Costa Rica de acuerdo con pisos altitudinales

Localización en Pisos Altitudinales	Cantidad	Corredores Biológicos
Basal	7 (23 %)	Barra Honda- Cerros del Rosario, Bolsón-Ortega, Cerros de Jesús, Colorado – Tortuguero, Costero Marino Baulas-Conchal, Río Naranjo, Talamanca – Caribe
Basal-Premontano	10 (33 %)	Diría, Hojancha – Nandayure, Morocochas, Pajaro Campana, Paso del Mono Aullador, Peninsular, Potrero-Caimital, Río Nosara, Ruta Los Maleku Medio Queso, Tenorio Miravalles
Premontano-Montano Bajo	1 (3 %)	El Quetzal Tres Colinas
Basal-Premontano-Montano Bajo	8 (27 %)	Acuiferos, Alexander Skutch, Lago Arenal Tenorio, Montes del Aguacate, Paso de la Danta, Paso de las Lapas, Paso de las Nubes, San Juan La Selva
Premontano-Montano bajo-Montano	2 (7 %)	Cobri surac, Río Cañas
Basal-Premontano-Montano bajo-Montano	2 (7 %)	Santos, Volcánica Central Talamanca
Basal-Premontano	10 (33 %)	Diría, Hojancha – Nandayure, Morocochas, Pajaro Campana, Paso del Mono Aullador, Peninsular, Potrero-Caimital, Río Nosara, Ruta Los Maleku Medio Queso, Tenorio Miravalles

## ANÁLISIS DE LOS PARÁMETROS REPRODUCTIVOS DEL QUEBRANTAHUESOS (*GYPÆTUS BARBATUS*) EN EL PIRINEO ARAGONÉS: INFLUENCIA DE ÍNDICES CLIMÁTICOS EN LA CONSERVACIÓN DE LA ESPECIE

Inmaculada Navarro Ramírez<sup>1</sup>, Miguel Ángel Farfán Aguilar<sup>\*\*</sup> y Antonio Román Muñoz Gallego<sup>\*\*\*</sup>

### Resumen

El quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) es un buitre incluido en el Catálogo Español de Especies Amenazadas con la categoría «en peligro de extinción». Aunque en el pasado su distribución en la península ibérica era muy amplia, su distribución actual en España se limita a cordilleras muy concretas.

El objetivo del presente estudio es determinar el efecto que tienen las condiciones macroclimáticas sobre los parámetros reproductivos del quebrantahuesos. Para ello se ha utilizado como población objeto de estudio la presente en el Pirineo aragonés. Como herramienta de análisis se han usado modelos biogeográficos basados en la función de favorabilidad, que determinan el grado en el que los parámetros reproductivos se ven favorecidos por las condiciones atmosféricas relacionadas con índices climáticos.

Los resultados muestran una influencia significativa del macroclima sobre los parámetros reproductivos del quebrantahuesos, aportando información novedosa en el campo de conservación de la especie pues no existen trabajos previos que aborden esta temática desde una perspectiva biogeográfica.

**Palabras clave** *macroclima, buitre, conservación, favorabilidad, modelización*

### Abstract

*Analysis of the reproductive parameters of the Bearded Vulture (Gypaetus barbatus) in the Aragonese Pyrenees: influence of climatic indices on the conservation of the species*

The bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) is a vulture included in the Spanish Catalogue of Threatened Species with the category «In Danger of Extinction». Although in the past its distribution in the Iberian Peninsula was very wide, its current distribution in Spain is limited to very specific mountain ranges.

The aim of this study is to determine the effect of macroclimatic conditions on the reproductive parameters of the bearded vulture. For this purpose, the population of the Aragonese Pyrenees has been used as the study population. Biogeographical models based on the favourability function, which determine the degree to which reproductive parameters are favoured by atmospheric conditions related to climatic indices, have been used as an analysis tool.

The results show a significant influence of the macroclimate on the reproductive parameters of the bearded vulture, providing new information in the field of conservation of the species, as there are no previous studies that address this issue from a biogeographical perspective.

**Keywords** *Macroclimate, Vulture, Conservation, Favourability, Modelling*

<sup>1</sup>Departamento de Biología Animal, Facultad de Ciencias, Universidad de Málaga, Campus de Teatinos, 29071, Málaga, España. <sup>1</sup>inmnavarro@uma.es, <sup>\*\*</sup>mafarfan@uma.es, <sup>\*\*\*</sup>roman@uma.es



## 1. Introducción

### 1.1. Las aves necrófagas

Los buitres constituyen el único grupo de vertebrados que son carroñeros de forma obligada (Buechley y Şekercioğlu, 2016). Las aves carroñeras desempeñan un papel fundamental en los ecosistemas, ya que eliminan cadáveres y ejercen un control sobre la expansión de las enfermedades, y facilitan el flujo de nutrientes en los niveles superiores de la cadena trófica (Mateo, 2009). El elevado grado de especialización en su alimentación les confiere alta vulnerabilidad ante las alteraciones que afecten a sus recursos tróficos.

### 1.2. La biogeografía aplicada a la conservación de especies

La biogeografía describe y explica patrones espaciales y temporales de la diversidad biológica, y de cómo estos cambian en el tiempo (Lomolino *et al.*, 2006). Los modelos biogeográficos son un instrumento útil a la hora de conservar y recuperar especies. Este tipo de modelos han sido aplicados para evaluar impactos de actividades humanas sobre especies amenazadas (Farfán *et al.*, 2019) o definir territorios óptimos a la hora de llevar a cabo un proyecto de reintroducción (Muñoz *et al.*, 2005). Es en esta línea de investigación donde se sitúa el presente estudio, ya que se pretende identificar el papel que tiene el macroclima sobre el quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*), y así disponer de una herramienta más para su conservación. Este aspecto cobra una especial importancia en la actualidad, dado el contexto de cambio de clima presente.

### 1.3. La especie objeto de estudio, el quebrantahuesos

El quebrantahuesos es un ave necrófaga especializada en una dieta osteófaga (Margalida y Martínez, 2020). Se encuentra en cordilleras con topografía escarpada y lugares rocosos. Depende de las corrientes térmicas y del viento para planear, pero en menor grado que la mayoría de otros buitres (Orta *et al.*, 2020).

El quebrantahuesos se distribuye a lo largo de regiones montañosas de Eurasia y África (Gil *et al.*, 2019). En el pasado ocupaba todos los principales sistemas montañosos de la península ibérica (Gil, 2020), si bien en la actualidad, la población española se limita a una población en los Pirineos, constituida por 186 unidades reproductoras (UR) en 2019, que alberga más del 80 % de la población europea (Margalida y Martínez, 2020). Se han establecido cuatro núcleos más: en las sierras Vasconavarras, en el macizo de Moncayo, en la cordillera Cantábrica y en sierra de Cazorla (Margalida y Martínez, 2020).

En el norte de África, la especie está catalogada como en peligro crítico (Allaoui y Cherkaoui, 2018). En Europa, según la IUCN (2019), es vulnerable. En España, en el Catálogo Español de Especies Amenazadas está considerado como en peligro de extinción (RDL 139/2011, de 4 de febrero).

La puesta se da entre diciembre-marzo en Europa, Asia y norte de África. Se trata de una especie que establece sus nidos en acantilados. Cada pareja tiene una puesta de 1-2 huevos (Margalida *et al.*, 2004) con un periodo

de incubación que se extiende 52-56 días (Margalida *et al.*, 2003). Las aves marcadas en los Pirineos intentaron criar por primera vez a una edad media de 10 años (López-López *et al.*, 2013).

Las amenazas para la especie son las siguientes (Gil, 2020): la caza ilegal, la intoxicación por veneno, colisión y electrocución por tendidos eléctricos, molestias humanas en las áreas de cría, modificación del hábitat y disminución de los recursos tróficos, contaminación y competencia interespecífica por los lugares de nidificación.

La Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos (FCQ) promueve los hábitats en los que la especie vive. El principal objetivo de la fundación es velar por la conservación de los sistemas montañosos donde históricamente se distribuía la especie, así como donde se encuentra hoy día (Gil *et al.*, 2019).

### 1.4. Índices climáticos

Un índice climático es un valor que puede ser empleado para caracterizar el estado del clima y sus cambios (Jiménez, 2014). Los índices climáticos permiten comparar entre series temporales, de modo que se pueden hacer estimaciones de medias e identificar valores extremos y tendencias (Jiménez, 2014).

Normalmente, las condiciones atmosféricas están controladas por pa-

trones circulatorios atmosféricos y oceánicos macroclimáticos remotos (Formenty *et al.*, 2003), que se cuantifican mediante índices macroclimáticos. Existen desfases temporales entre las oscilaciones macroclimáticas y los procesos ecológicos que activan. Los índices de oscilaciones atmosféricas están disponibles desde 1950 en la página web de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA, 2021).

### 1.5. Objetivos

Las oscilaciones de los parámetros reproductivos se pueden deber a factores ambientales como perturbaciones atmosféricas, de modo que los índices macroclimáticos permitirían predecir estas perturbaciones antes de que se produzcan. Predecir con meses de antelación cómo serán las condiciones ambientales en el periodo de puesta y eclosión podría proporcionar ventajas a la hora de planificar las actuaciones de conservación de la especie. Este estudio puede tener importantes implicaciones en las labores de protección de la biodiversidad, ya que no existen trabajos previos que aborden esta temática.

El objetivo de este estudio es determinar el posible efecto que pueden tener las condiciones climáticas en la oscilación temporal de los parámetros reproductivos del quebrantahuesos.

## 2. Material y métodos

### 2.1. Área de estudio

La población estudiada ha sido la del Pirineo aragonés, principal núcleo de población de la especie en España (Figura 1) (Margalida y Martínez, 2020). El parque nacional de Ordesa y Monte Per-

dido se encuentra en el corazón de esta área, declarado patrimonio mundial por la Unesco.

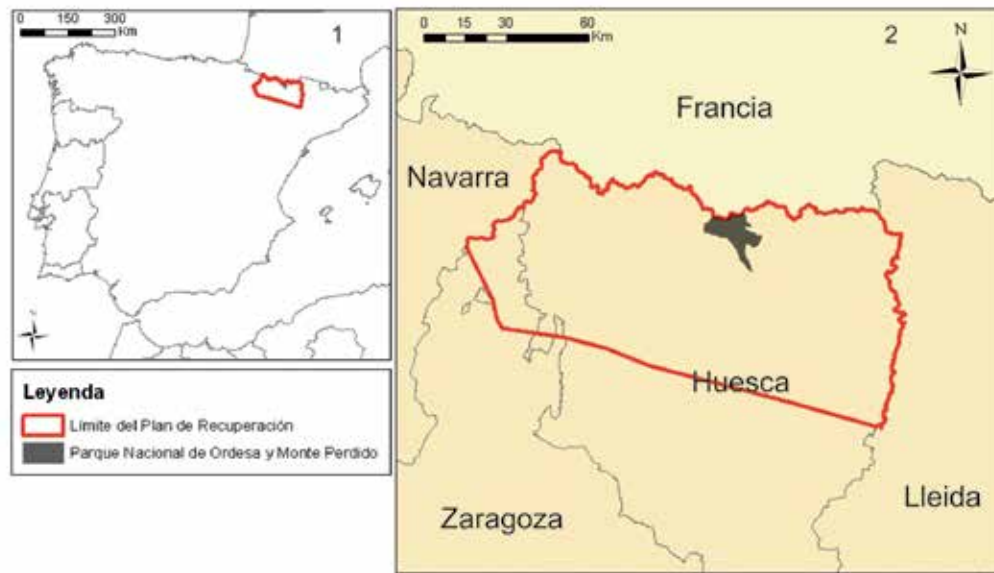


Figura 1. Área de estudio. 1: contexto península ibérica; 2: contexto autonómico.

## 2.2. Reproducción de la especie

Desde el año 1987 se lleva el control de la reproducción de la especie en esta región de la mano del Gobierno de Aragón y de la FCQ. La Universidad de Málaga ha firmado un convenio de colaboración con dicha entidad que ampara la cesión y el uso de los registros.

A partir de los datos recogidos (puesta y eclosión) para todas las UR presentes en el área, se ha creado una base de datos con los siguientes parámetros reproductivos:

- Proporción de parejas que ponen: número de parejas que ponen/número de parejas total.
- Tasa de eclosión: porcentaje de huevos que eclosionan.
- Proporción de parejas exitosas: número parejas que sacan pollos/número parejas que ponen.

## 2.3. Periodo del estudio

La base de datos utilizada abarca parámetros reproductivos por un periodo de 33 años (1987-2020).

Las observaciones comienzan en diciembre, donde tienen lugar las puestas más tempranas (Margalida *et al.*, 2003). Las observaciones de los pollos pueden extenderse hasta agosto (Margalida y Martínez, 2020).

## 2.4. Variables

### 2.4.1 Variables dependientes

Las variables dependientes fueron los parámetros reproductivos anteriormente descritos: la proporción de parejas que ponen, la tasa de eclosión y la proporción de parejas exitosas.

### 2.4.2 Variables independientes

Los predictores en los que se basaron los modelos consistieron en 2733 índices climáticos diferentes (NOAA, 2021) (Tabla 1). Estos índices están calculados mes a mes a partir de mediciones de

ÍNDICE		ÍNDICE	
AAO	Atlantic Oscillation Index	AMM	Atlantic Meridional Mode
AMO	Atlantic Multidecadal Oscillation	AO	Artic Oscillation Index
CAR	Caribbean SST Index	DMI	Dipole Mode Index
EA	East Atlantic Pattern	EA/WR	East Atlantic/West Russia Pattern
EP/NP	East Pacific/North Pacific Pattern	MEI	Multivariate ENSO Index
NAO	North Atlantic Oscillation	NIÑO 1+2	Extreme Eastern Tropical Pacific SST
NIÑO 34	East Central Tropical Pacific SST	NIÑO 4	Central Tropical Pacific SST
NP	Nort Pacific Pattern	NTA	North Tropical Atlantic SST Index
ONI	Oceanic Nino Index	PNA	Pacific/North American Pattern
POL	Polar/Eurasia Pattern	QBO	Quasi-Biennial Oscillation
SCA	Scandinavia Pattern	SOI	Southern Oscillation Index
TNA	Tropical Northern Atlantic Index	TNH	Tropical/Northern Hemisphere Pattern
TSA	Tropical Southern Atlantic Index	WHWP	Western Hemisphere Warm Pool
WP	West Pacific Pattern		

Tabla 1. Índices macroclimáticos usados en la elaboración de los modelos. Elaboración propia. Fuente: NOAA, 2021.

diferentes características climáticas a lo largo del tiempo (Xiao, 2020).

Dado que las oscilaciones en los patrones circulatorios atmosféricos y oceánicos podrían tener un efecto de teleconexión retardada en los parámetros reproductivos del quebrantahuesos en el Pirineo aragonés, se consideraron diferentes características de los índices de oscilación atmosférica para representar diferentes desfases temporales en los predictores (Tabla 1). Concretamente, como predictores para las variables, se usó la media de los valores de los tres meses previos al comienzo de cada uno de los parámetros reproductivos estudiados.

## 2.5. Modelos predictivos

Se analizaron las variables dependientes para definir el grado de relación con condiciones atmosféricas vinculadas a los diferentes índices climáticos consi-

derados. Para ello se emplearon modelos biogeográficos basados en la función de favorabilidad (Real *et al.*, 2006; Acevedo y Real, 2012):

$$F = \frac{P}{(1-P)} \left( \frac{n_1}{n_0} \right) + \left( \frac{P}{(1-P)} \right)$$

donde «F» es la favorabilidad ambiental (0-1), «P» es la probabilidad de presencia y «n», «n1» y «n0» el número de presencias y ausencias respectivamente, utilizándose para cada variable dependiente o parámetro reproductor el valor umbral 0,7. Así, para cada variable dependiente todos los años con valores iguales o superiores a 0,7 se consideraron como 1 en la regresión logística y todos los años con valores inferiores a 0,7 se consideraron como 0. La P fue

calculada según una regresión logística a partir de las variables independientes, en este caso índices climáticos.

Para evaluar los modelos obtenidos se han utilizado diversos índices, siendo estas medidas de la capacidad de clasificación y discriminación de los modelos (Farfán *et al.*, 2019). Para evaluar la capacidad de clasificación se han usado la sensibilidad, entendiéndose como la proporción de presencias correctamente clasificadas por el modelo, la especificidad, definida como proporción de ausencias correctamente clasificadas por el modelo, la tasa de clasificación correcta (TCC), siendo esta la propor-

ción de presencias y ausencias correctamente clasificadas y el coeficiente Kappa de Cohen (1960), definido como proporción de medidas correctas no debidas al azar (Fielding y Bell, 1997).

Para sensibilidad, especificidad, tasa de clasificación correcta y coeficiente Kappa de Cohen se ha tomado el valor 0,5 como umbral de favorabilidad.

La capacidad de discriminación de los modelos obtenidos se evaluó utilizando los valores del área bajo la curva ROC (AUC), medida de evaluación independiente de los umbrales de favorabilidad (Hosmer y Lemeshow, 2000).

### 3. Resultados y discusión

Modelo	AUC	Kappa	Sensibilidad	Especificidad	TCC
Proporción de parejas que ponen	0,899	0,570	0,714	0,850	0,794
Tasa de eclosión	0,899	0,643	0,857	0,800	0,824
Proporción de parejas que ponen	0,832	0,643	0,857	0,800	0,824

Tabla 2. Descriptores de discriminación y caracterización de los modelos. AUC: Area Under the receiver-operating-characteristic Curve; Kappa: coeficiente Kappa de Cohen; TCC: tasa de clasificación correcta.

Se obtuvieron modelos significativos de favorabilidad para todos los parámetros reproductivos con los siguientes descriptores de discriminación y clasificación (Tabla 2):

Los modelos resultantes tenían valores aceptables de capacidad de discriminación y valores de capacidad de clasificación aceptables. En cuanto a la proporción de presencias y ausencias correctamente clasificadas, los valores obtenidos fueron altos, al igual que los valores de sensibilidad y especificidad.

**Proporción de parejas que ponen:** el índice significativo para este parámetro fue el índice del Noratlántico Tropical (NTA) (Figura 2). El modelo presenta una TCC, una sensibilidad y una especificidad altas (Tabla 2). La relación entre la proporción de parejas que ponen y NTA es negativa (Tabla 3), lo que implica que a medida que aumenta la NTA disminuye la favorabilidad para que la proporción de parejas que ponen sea alta. Conocer este índice durante los meses previos a la puesta resultaría de utilidad

a la hora de hacer una previsión anual de los resultados en la reproducción de la especie.

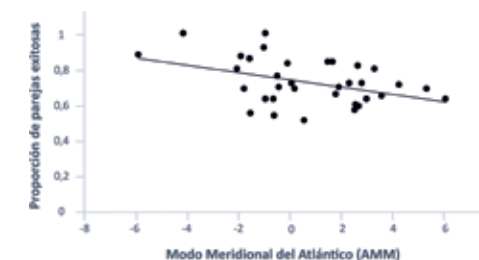


Figura 2. Proporción de parejas de quebrantahuesos que ponen en el Pirineo aragonés en función de NTA.

**Tasa de eclosión:** los índices significativos obtenidos para esta tasa fueron el índice del Caribe (CAR) (Figura 3) y el índice multivariado del ENSO (MEI) (Figura 4). El coeficiente de Wald para CAR es mayor que para MEI, indicando un mayor peso de CAR en el modelo. El modelo clasifica y discrimina de forma óptima por tener valores altos en todos los parámetros (Tabla 2). CAR presenta una relación con la variable dependiente inversa, es decir, cuando aumenta CAR disminuye la favorabilidad para que la tasa de eclosión sea alta. Por otro lado, MEI presenta una relación directa con la variable dependiente,

implicando esto que un aumento en MEI produce un incremento de la favorabilidad para obtener una mayor tasa de eclosión (Tabla 4). La posibilidad de predecir los efectos que tendrían las condiciones climáticas sobre la tasa de eclosión podría ser de utilidad a la hora de realizar una retirada de huevos.

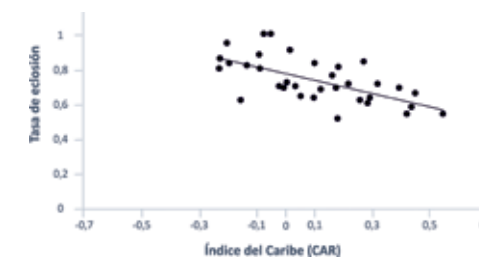


Figura 3. Tasa de eclosión de quebrantahuesos en el Pirineo aragonés en función de CAR.

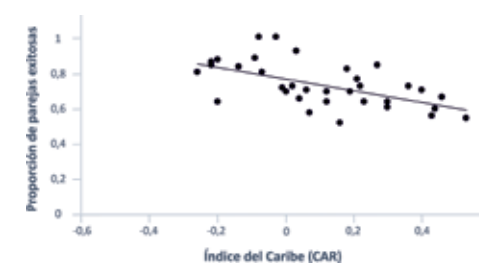


Figura 4. Tasa de eclosión de quebrantahuesos en el Pirineo aragonés en función de los valores de MEI.

Modelo	Coeficiente	Wald	Significación	Constante
Índice del Noratlántico Tropical (NTA)	-4,882	7,408	0,006	0,803

Tabla 3. Parámetros para el modelo obtenido de proporción de parejas que ponen.

Modelo	Coeficiente	Wald	Significación	Constante
Índice del Caribe (CAR)	-1,0774	8,441	0,004	0,480
Índice multivariado del ENSO (MEI)	1,168	3,539	0,060	

Tabla 4. Parámetros para el modelo obtenido de tasa de eclosión.

**Proporción de parejas exitosas:** los índices significativos fueron el modo meridional del Atlántico (AMM) (Figura 5) y el índice del Caribe (CAR) (Figura 6). CAR tiene un mayor peso debido a su cifra de coeficiente de Wald es más alta que en el caso de AMM. Ambas variables independientes presentan una relación inversa con la variable dependiente (Tabla 5), lo que se traduce en una disminución en la favorabilidad para obtener un valor alto de proporción de parejas exitosas cuando aumenta el valor de AMM y CAR (Tabla 5). Se trata de un modelo de gran fiabilidad, ya que los valores de los parámetros del modelo son altos (Tabla 2). Si el año está bajo unas condiciones desfavorables, permitiría planificar una retirada de huevos en los nidos más vulnerables a las condiciones meteorológicas.

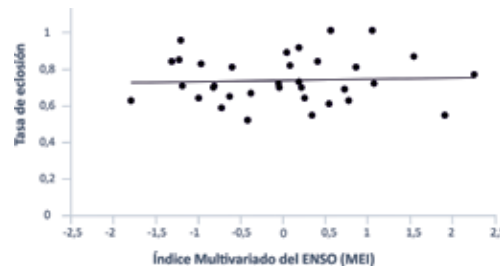


Figura 5. Proporción de parejas exitosas de quebrantahuesos en el Pirineo aragonés en función de AMM.

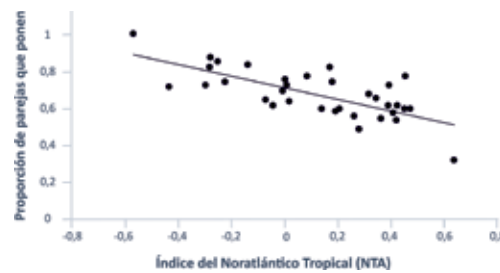


Figura 6. Proporción de parejas exitosas de quebrantahuesos en el Pirineo aragonés en función de CAR.

Modelo	Coefficiente	Wald	Significación	Constante
Modo meridional del Atlántico (AMM)	-0,359	3,416	0,065	0,443
Índice del Caribe (CAR)	-6,155	6,433	0,011	

Tabla 5. Parámetros para el modelo obtenido de proporción de parejas exitosas.

#### 4. Conclusiones

1. El presente estudio muestra por primera vez una influencia significativa de los índices climáticos estudiados sobre los parámetros reproductivos de la especie.
2. Todos los modelos tienen una fiabilidad alta y predicen bien las consecuencias que tienen los índices climáticos sobre los parámetros reproductivos del quebrantahuesos en el Pirineo aragonés.
3. Por la bibliografía disponible hasta ahora, no se ha podido especificar qué

eventos meteorológicos están asociados a los índices climáticos en el Pirineo. En este sentido, serán precisos otros trabajos para conocer las variaciones de temperatura y precipitación que conllevan los índices significativos.

4. El empleo de modelos biogeográficos permite conocer con antelación los efectos que tendrá el macroclima sobre la especie. Esto hace posible planificar las actuaciones con anterioridad a los diferentes eventos de reproducción, de-

pendiendo de la favorabilidad prevista para cada ciclo anual.

5. Aunque este estudio es preliminar, la metodología aquí propuesta puede ser

utilizada para conocer el efecto de los índices climáticos sobre otras poblaciones.

#### Agradecimientos

Queremos agradecer la colaboración a todas las personas que componen la Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos, parte esencial del desarrollo de esta publicación y especialmente a Gerardo Báguena, José Carlos González, Javier Gil y David Astarloa.

#### 5. Referencias

ACEVEDO, P. y REAL, R. (2012): «Favourability: Concept, distinctive characteristics and potential usefulness», *Naturwissenschaften*, 99, 515-522. <http://dx.doi.org/10.1007/s00114-012-0926-0>

ALLAOUI, I. y CHERKAOU, S.I. (2018): «New breeding record of Lammergeier (*Gypaetus barbatus barbatus*) in Morocco and proposals for its conservation», *Go-South Bull.*, 15, 137-140.

BUECHLEY, E. R. y ŞEKERCIOĞLU, Ç.H. (2016): «The avian scavenger crisis: Looming extinctions, trophic cascades, and loss of critical ecosystem functions», *Biol. Conserv.*, 198, 220-228. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.04.001>

FARFÁN, M. A., ALIAGA-SAMANEZ, A., OLIVERO, J., WILLIAMS, D., DUPAIN, J., GUIAN, Z. y FA, J.E. (2019): «Spatial modelling for predicting potential wildlife distributions and human impacts in the Dja Forest Reserve, Cameroon», *Biol. Conserv.*, 230, 104-112. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.12.015>

FERNÁNDEZ, G.J. y DURÉ RUIZ, N.M. (2007): «Éxito reproductivo y productividad del chingolo (*Zonotrichia capensis*) en un área de monte de la Provincia de Buenos Aires (Argentina)», *Ornitol. Neotrop.*, 18, 481-492.

FIELDING, A. H. y BELL, J. F. (1997): «A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models», *Environ. Conserv.* 24, 38-49. <https://doi.org/10.1017/S0376892997000088>

FORMENTY, P., LIBAMA, F., EPELBOIN, A., ALLARANGAR, Y., LEROY, E. y MOUDZEO, H. (2003): «L'épidémie de fièvre hémorragique à virus Ebola en République du Congo, 2003: Une nouvelle stratégie?», *Méd. Trop.*, 63, 291-295.

GIL, J. A., BÁGUENA, G. y DÍEZ, O. (Eds.) (2019): *El quebrantahuesos y sus montañas: biología y conservación*. Gobierno de Aragón, Zaragoza.

GIL, J. A. (Ed.) (2020): *Pasado, presente y futuro del quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en el maestrazgo (Teruel)*. Archivo de la comarca de Andorra-Sierra de Arcos, Ejulve.

HOSMER, D. W. y LEMESHOW, S. (2000): *Applied logistic regression*. Nueva York, Wiley.

IUCN (2019): *IUCN Standards and Petitions Committee. 2019. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria*. Version 14. Prepared by the Standards and Petitions Committee. Descargable de <http://www.iucn-redlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>.

JIMÉNEZ, M. (2014): «Indicadores Climáticos. Una manera para identificar la variabilidad climática a escala global», *Inapesca*, 29, 12-19.

LOMOLINO, M., RIDDLE, B. y BROWN, J. (Eds.) (2006): *Biogeography*. Sudesterly, Sinauer Assoc.

LÓPEZ-LÓPEZ, P., ZUBEROGOITIA, I., ALCÁNTARA, M. y GIL, J. A. (2013): «Philopatry, natal dispersal, first settlement and age of first breeding in Bearded Vultures *Gypaetus barbatus* in central Pyrenees», *Bird Study*. 60(4): 555-560. <https://doi.org/10.1080/00063657.2013.842537>



MARGALIDA, A., GARCÍA, D., BERTRAN, J. y HEREDIA, R. (2003): «Breeding biology and success of the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) in the eastern Pyrenees», *Ibis*, 145, 244-252. <https://doi.org/10.1046/j.1474-919X.2003.00148.x>

MARGALIDA, A., BERTRAN, J., BOUDET, J. y HEREDIA, R. (2004): «Hatching asynchrony, sibling aggression and cannibalism in the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus*», *Ibis*, 146(3), 386-393. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00261.x>

MARGALIDA, A. y MARTÍNEZ, J. M. (Eds.) (2020): *El Quebrantahuesos en España: Población reproductora en 2018 y método de censo*. Ciudad Real, Instituto de Investigación de Recursos Cinegéticos (CSIC-UCLM-JCCM).

MATEO, P. (2009): *Gestión y conservación de buitres en la cordillera Cantábrica* (Tesis de Doctorado, Universidad de León). Universidad de León, España.

MUÑOZ, A. R. y REAL, R. (2006): *Assesing the potential range expansion of the exotic monk parakeet in Spain*. *Divers. Distrib.*, 12, 656-665. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2006.00272.x>

National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (1970): *Climate prediction center*. <https://psl.noaa.gov/> Consulta 1 de febrero de 2021.

ORTA, J., DE JUANA, E., MARKS, J. S., SHARPE, C. J. y GARCÍA, E. F. (Eds.) (2020): *Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*), version 1.0*. In *Birds of the World*. Nueva York, Cornell Lab of Ornithology.

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. BOE, 46, 20912-20951.

REAL, R., BARBOSA, A. M. y VARGAS, J. M. (2006): «Obtaining environmental favourability functions from logistic regression», *Environ. Ecol. Stat.*, 13, 237-245. <https://doi.org/10.1007/s10651-005-0003-3>

XIAO, M. (2020): «Quantifying spatiotemporal influences of climate index on seasonal extreme precipitation based on hierarchical Bayesian method». *Int. J. Climatol.*, 40(6), 3087-3098. <https://doi.org/10.1002/joc.6384>

## CAMBIOS RECIENTES DE LOS BOSQUES DE RIBERA DEL RÍO TORDERA (SISTEMA COSTERO CATALÁN)

Josep M. Panareda<sup>1</sup> y Maravillas Boccio<sup>2</sup>

### Resumen

El río Tordera se localiza en el sector septentrional del sistema Costero Catalán entre las provincias de Barcelona y Girona. El curso principal discurre entre las cimas del macizo del Montseny (1705 m) y la desembocadura situada entre Malgrat de Mar y Blanes. La vegetación potencial estaría constituida por alisedas y saucedas. En la actualidad la aliseda es dominante en el sector del Montseny. En el resto y hasta la desembocadura se encuentra un mosaico de formaciones arbóreas con sauces, fresnos y chopos. Los datos han sido obtenidos mediante trabajo de campo sistemático. Los resultados se concretan en los factores naturales y en las transformaciones históricas y actuales. Las conclusiones se centran en las relaciones entre la dinámica y evolución del paisaje vegetal de ribera y las actividades humanas. Se incluyen consideraciones acerca de la adaptación de los vegetales a los nuevos sistemas de uso y ocupación del territorio.

**Palabras clave** *aliseda, dinámica de vegetación, fresneda, paisaje de ribera, saucedada*

### Abstract

Recent changes in the riparian forests of the Tordera river (Catalan Coastal System)

The Tordera river is located in the northern sector of the Catalan Coastal System between Barcelona and Girona provinces. The main course of the river runs between the peaks of the Montseny massif (1705 m) and the river's mouth, situated between Malgrat de Mar and Blanes. The potential vegetation comprises alder and willow groves. The alder groves are dominant at present in the Montseny area, while elsewhere, as far as the mouth of the river, there is a mosaic of woodlands with willows, ashes and poplars. The data in this paper were obtained by systematic fieldwork, and the results take the form of a specific description of natural factors and of past and present transformations. Our conclusions are focused on the relations between the dynamics and evolution of the riparian plant landscape and human activities. Considerations are made on the adaptation of plants to the new systems of use and occupation of the land.

**Keywords** *alder woods, plant dynamics, ash woods, riparian landscape, willow groves*

<sup>1</sup>Institut d'Estudis Catalans. <sup>2</sup>Investigadora independiente.

<sup>1</sup>jmpanareda@gmail.com, <sup>2</sup>maboccio@gmail.com

## 1. Introducción

El río Tordera se localiza en el sector septentrional del sistema Costero Catalán entre las provincias de Barcelona y Girona. El curso principal discurre entre las cimas del macizo del Montseny (1.705 m) y la desembocadura situada entre las poblaciones de Malgrat de Mar y Blanes. A grandes rasgos el curso alto coincide con el tramo que discurre por la cordillera Prelitoral (macizo del Montseny), el curso medio con el tramo de la depresión Prelitoral (Vallès) y el curso bajo con el tramo que atraviesa la cordillera Litoral (macizo del Montnegre). Predominan los materiales silíceos con rocas metamórficas paleozoicas en el sector occidental del Montseny y cumbreras del Montnegre e intrusivas en el resto, a excepción de un sector de la depresión Prelitoral con arcillas, gravas y conglomerados poco consolidados del Mioceno. Los pequeños enclaves calizos (mármoles en el Montseny y margas en la depresión Prelitoral) tienen escasa influencia en la vegetación de ribera. El clima es mediterráneo húmedo y subhúmedo con precipitaciones medias anuales entre 600 y 1100 mm (Font *et al.*, 2002; Gutiérrez, 1999; Llobet, 1947; Panareda, 1991).

Se considera que la vegetación potencial de la ribera del río Tordera estaría constituida por un bosque continuo, dominado por alisedas con franjas de saucedas, fresnedas y olmedas. En la actualidad la aliseda es dominante en todo el sector del Montseny, a excepción de la cabecera, y en la primera mitad del curso medio. En el resto del curso medio y hasta la desembocadura existe un mosaico de formaciones arbóreas con sauces y fresnos, junto a plantaciones de chopos, falsas acacias y plátanos y

poblaciones de cañas, estas muy abundantes en el tramo final (Bolòs, 1983).

El objetivo de la presente comunicación es ofrecer una síntesis de los cambios recientes en el paisaje de ribera del río Tordera, los factores que los han condicionado, las diferencias a lo largo del curso fluvial en relación con las condiciones naturales y las actividades humanas, las características del paisaje actual y las perspectivas en la dinámica y evolución de dicho paisaje. Es un breve resultado de una investigación cuyo objetivo es llegar a comprender hasta qué punto la flora, la vegetación y el conjunto del paisaje de ribera han sido condicionados por la presencia y las actividades humanas. Interesa sobre todo comprender e interpretar el paisaje desde una perspectiva global y cómo ha ido modificándose en relación con las distintas estrategias de las poblaciones humanas que han aprovechado los recursos fluviales a lo largo de la historia. En realidad, se parte de la hipótesis de que no es posible interpretar el paisaje actual sin considerar la acción humana como un factor principal en su construcción.



Figura 1. Mapa de situación del río Tordera. Fuente: original de Maravillas Boccio.

## 2. Metodología

Hemos seguido la metodología utilizada en trabajos anteriores, la cual consta de tres fases principales: recogida de datos, ordenación, tratamiento y análisis de los datos obtenidos y elaboración y divulgación de los resultados. Los datos se han obtenido principalmente mediante trabajo de campo y consultas bibliográficas y documentales (Panareda, 2009, 2014, 2020; Panareda y Boccio, 2009, 2018; Panareda *et al.*, 2001).

En el trabajo de campo se ha conseguido la información básica para el presente estudio con el soporte de mapas y fotogramas a partir de 1946. La observación directa y las entrevistas con la población local nos han permitido documentar los usos del agua y los aprovechamientos de la vegetación de ribera a lo largo de las últimas décadas. Nos hemos documentado en archivos municipales y comarcales, en los centros de documentación de los parques del Montseny y del Montnegre y con los datos estadísticos de la ACA (Agència Catalana de l'Aigua). Hemos consultado bibliografía de temática local, en especial la extensa monografía de Salvador Llobet (1947), de la cual hemos obtenido información útil.

Los resultados se sintetizan en tres apartados. En primer lugar, se exponen los factores naturales que mayormente condicionan el paisaje natural de la ribera del Tordera, en especial acerca de la litología, el relieve, el clima y la ve-

getación; se presta especial atención a los freáticos y a los fenómenos relacionados con el estiaje y las crecidas. En segundo lugar, se detallan las transformaciones derivadas de la presencia y actividades humanas; se establecen tres etapas recientes, hasta finales del siglo XIX, durante la primera mitad del siglo XX y a partir de la década de 1950 hasta la actualidad. En tercer lugar, se indican las transformaciones recientes de cada tipo de bosque, los sistemas de aprovechamientos y las características biogeográficas actuales respectivas. Algunas de las ideas y los resultados expuestos han sido analizados con detalle en publicaciones anteriores que son referenciadas en el lugar correspondiente. Del mismo modo los resultados gráficos, cartográficos y estadísticos han sido expuestos con anterioridad, o lo serán en publicaciones más extensas.

Finalmente se presentan las conclusiones, centradas en las relaciones entre la dinámica y evolución del paisaje vegetal de ribera y las actividades humanas, en la valoración biogeográfica de los bosques actuales y en la evolución futura del bosque de ribera a partir del sistema actual de aprovechamiento. Se incluyen consideraciones acerca de la adaptación de los vegetales a los nuevos sistemas de aprovechamiento y ocupación del territorio.

## 3. Los condicionantes naturales

El curso fluvial principal del río Tordera tiene una longitud de 63 km. Popularmente es conocido como «la Tordera», en femeni-

no, en clara relación con el nombre común de «la riera», por las dimensiones reducidas de su cuenca y el caudal escaso.

Se divide en tres ámbitos claramente diferenciados por la unidad geográfica que atraviesa y caracterizados por el relieve, la litología, la vegetación y los aprovechamientos. Las distancias se indican por kilómetros, abreviado en K seguido del número quilométrico a partir del nacimiento (K0).

En el primer ámbito el curso fluvial (K0-K15) está encajado en las altas vertientes del macizo del Montseny. En el primer kilómetro discurre por una ladera muy inclinada de materiales paleozoicos y en medio de roquedos y canchales colonizados por un hayedo abierto y discontinuo. Sigue un tramo de otro kilómetro sobre granodiorita, con pendiente algo menor y colonizado por un hayedo denso y sin apenas interrupciones. En estos dos primeros tramos (K0-K2) discurre por la umbría en sentido ONO. No se diferencia el bosque de ribera ya que domina *Fagus sylvatica* y pies aislados de *Abies alba*, *Sorbus aucuparia*, *Sorbus aria*, *Ilex aquifolium* y *Fraxinus excelsior*, que colonizan los roquedos.

A partir del K2 el río gira hacia el SO, sobre granodiorita, con menor pendiente y el establecimiento de un bosque de ribera incipiente, primero con el predominio de *Fagus sylvatica* y progresivamente con mayor presencia de *Alnus glutinosa* acompañado de *Salix atrocinerea* y *Fraxinus excelsior*. A partir del K4 el paisaje fluvial cambia radicalmente al discurrir de nuevo sobre materiales metamórficos paleozoicos de gran dureza, presentes hasta la salida del macizo del Montseny (K15). Entre K4 y K5 el río ha formado profundos meandros en cuyo fondo se han excavado pozas, lo que ha dado lugar a un refugio biológico de gran interés, como la presencia de *Os-*

*munda regalis*. Pasado este congosto y hasta el K15 la ribera está constituida mayoritariamente por una aliseda continua con el dominio de *Alnus glutinosa* y la presencia destacada de *Fraxinus excelsior* y *Salix atrocinerea*. En el K8 el caudal aumenta debido a la confluencia con la riera de la Castanya, un afluente por la derecha bastante caudaloso; en ese punto el río cambia bruscamente de dirección, en sentido SE hasta el K25. En el K15 el río Tordera sale del sector del Montseny.

En el segundo ámbito, a partir del K15, el Tordera discurre por la depresión Prelitoral. El fondo de dicha depresión está constituido por una alternancia de conglomerados, gravas, arenas y lutitas del Mioceno, cubiertos por abanicos aluviales procedentes del Montseny y excavados por la nueva red fluvial, en cuyo fondo se depositaron diversos niveles aluviales. El río discurre encajado en los materiales miocenos y da lugar a las típicas peñas, unos escarpes casi verticales de 5-10 metros de altura y coronados por un nivel aluvial de 2-5 metros; los deslizamientos y desprendimientos son frecuentes. El curso fluvial atraviesa transversalmente la depresión hasta el K27, en un recorrido con numerosos meandros; entre K25 y K27 el sentido global del curso es hacia el E. La vegetación de ribera está constituida por un mosaico de alisedas, saucedas arbustivas, zarzales y plantaciones de falsas acacias, plátanos y chopos.

En los dos primeros ámbitos los materiales aluviales que cubren el cauce se caracterizan por la abundancia de cantos de rocas paleozoicas de tamaño medio (diámetro superior a 20 cm), junto a gravas y arenas. A partir del ter-

cer ámbito dominan las gravas y arenas procedentes de las cuencas de los afluentes en donde domina el sustrato de granodiorita.

El tercer ámbito se inicia en el K27 con un cambio de sentido hacia el ENE y con el curso fluvial discurriendo al pie del macizo del Montnegre de la cordillera Litoral en la franja de contacto entre los materiales miocenos y la granodiorita del Montnegre hasta la confluencia con la riera de Santa Coloma (K47). En este ámbito el paisaje de ribera cambia radicalmente a causa de los aportes de diversos afluentes, en especial por la izquierda procedentes del Montseny (rieras del Pertegàs, de Gualba, de Riells y de Arbúcies). El cauce del Tordera apenas está encajado y con aluviones de textura arenosa y sin apenas cantos. Estas condiciones han favorecido un mayor aprovechamiento de los recursos naturales y la ocupación del espacio fluvial con la consiguiente degradación de la ribera. La aliseda solo se ha mantenido entre los K27 y K30. En el resto de la vegetación de ribera se reduce a poblaciones discontinuas de *Salix alba* y pies aislados

de *Alnus glutinosa*, *Fraxinus angustifolia* y *Salix atrocinerea*, junto a plantaciones de chopos, falsas acacias y plátanos, más abundantes en los últimos tramos.

El cuarto ámbito comienza en K47, donde el Tordera gira bruscamente hacia el SE y recibe por la izquierda la riera de Santa Coloma, el más caudaloso de los afluentes. Esta riera también aporta sedimentos arenosos. A partir de este punto el curso fluvial tiene un trazado bastante rectilíneo y el cauce se ensancha con un fondo arenoso a menudo anastomosado hasta la desembocadura (K63). El bosque de ribera ha desaparecido quedando solo pies aislados de *Salix alba* y *Fraxinus angustifolia*. Parte de las llanuras aluviales inferiores han sido plantadas con chopos (Panareda, 2014). Los márgenes han sido consolidados con terraplenes colonizados por un cañaveral denso y continuo, en especial en los últimos tramos. Los tres últimos tramos transcurren por la llanura deltaica, con el predominio histórico del uso agrícola, en regresión a causa de la expansión del espacio urbanizado residencial, industrial y turístico.

#### 4. Las transformaciones humanas del paisaje

Imaginarse el paisaje natural sin la intervención humana es una quimera difícil de resolver a causa de la diversidad de ocupaciones y aprovechamientos a lo largo de la historia. Esta complejidad es mayor en los paisajes de ribera debido a la dinámica natural derivada de los cambios en los caudales, en especial en los ríos mediterráneos con un régimen de precipitaciones muy variable a lo largo del año y entre un año y otro. Uno de los factores principales de los cam-

bios del paisaje de ribera son las crecidas, las cuales barren periódicamente el lecho fluvial, incluida la vegetación. Después de una crecida importante es un volver a empezar para la vegetación, aparte de las modificaciones en el lecho con una nueva distribución de los sedimentos y del curso fluvial (Bolòs, 1983; Gutiérrez, 1999; Pavón y Panareda, 2020).

Para los habitantes ribereños también ha sido un volver a empezar hasta hace

pocas décadas, ya que después de cada crecida era preciso reconstruir puentes, caminos, vados, presas, protecciones y, a menudo, molinos, masías y parcelas de huerta. Y a pesar de las limitaciones y contratiempos los aprovechamientos de los recursos naturales del Tordera han sido históricamente importantes. Los árboles y arbustos se aprovechaban para leña, madera, cestería y forraje. Las hierbas constituían un elemento básico para el pastoreo. Los cantos, la grava y la arena se extraían para la construcción de muros y paredes. El agua se desviaba mediante presas para regar, mover molinos y satisfacer las necesidades domésticas; aparte, el agua corriente, a menudo retenida mediante una presa rudimentaria, servía como lavadero o para abrevar los rebaños, en especial el vacuno. Era un lugar privilegiado para la caza y se pescaban diversas especies de peces, que constituían un recurso alimenticio considerable.

Hasta el siglo XVIII ésta ha sido la dinámica del paisaje del Tordera. En este siglo se efectuaron mejoras en las protecciones de los márgenes, puentes y presas, aunque las afectaciones de las crecidas siguieron siendo importantes y precisaban constantes reparaciones (Font *et al.*, 2001). Pero a lo largo de este siglo y del siguiente aumentó la superficie cultivada de la cuenca y el número de masías, lo que comportó, por una parte, una mayor extracción de agua para el regadío y, por otra, un aumento de transporte de sedimentos procedentes de la erosión de los campos y de las vertientes con menor protección vegetal. Una de las consecuencias más importantes fue una mayor aportación de sedimentos al mar, dando lugar a un crecimiento de la superficie del delta.

Como se verá más adelante, considerar este fenómeno es esencial para entender algunos de los conflictos actuales.

La dinámica agrícola expansiva siguió hasta la segunda mitad del siglo XIX y cambió a partir de la década de 1880, a causa de la crisis agrícola ocasionada por la plaga de la filoxera, que destruyó la totalidad de las vides, un cultivo abundante en la cuenca del Tordera, y también a causa de la expansión urbana de Barcelona y del desarrollo industrial que atrajo población rural que abandonó la actividad agraria. Parte de las viñas se restituyeron, otras se repoblaron con pinos, alcornoques y castaños o se abandonaron a la dinámica natural. Por otra parte, diversas industrias se instalaron en los núcleos de población del curso medio y bajo del Tordera, lo que generó un aumento en la captación de agua. El bosque de ribera siguió como en la etapa anterior con formaciones discontinuas a causa de los aprovechamientos forestales y del pastoreo. Los efectos de la disminución de los sedimentos transportados por el río a causa de la disminución de la erosión son inicialmente escasos, aunque sí fueron importantes las modificaciones del lecho fluvial a causa del aumento de la extracción de áridos para las nuevas construcciones, tanto de los cantos de mayor tamaño como gravas y arenas.

La tendencia anterior se mantuvo hasta la década de 1950, con algunas variaciones temporales, como las derivadas de la guerra civil del 1936. A partir de este momento suceden grandes cambios socioeconómicos bien conocidos que tienen importantes consecuencias en el medio natural, y en las riberas especialmente.

En el sector del Montseny (K0-K15) las actividades agrarias se reducen drásticamente, lo que da lugar a un proceso de regeneración forestal espontánea, a la que se une la depreciación de los productos forestales, lo que conlleva a una fuerte disminución de los aprovechamientos del bosque. La ribera apenas se explota, dando lugar a la regeneración de un bosque denso dominado por el aliso en la franja de contacto con la corriente continua de agua, que constituye el único bosque de ribera en los fondos estrechos. En lechos amplios junto a la aliseda se establece un bosque caducifolio con *Salix atrocinerea*, *S. alba*, *Fraxinus angustifolia* y *F. excelsior*. Las pequeñas presas tradicionales han desaparecido por el abandono, ya anterior, de los molinos y la extinción de las huertas. Las presas, una vez destruidas por una crecida, ya no se restituyen; solo permanece la presa construida para el desvío del agua para el funcionamiento de una micro central hidroeléctrica. Por otra parte, las capturas del agua han aumentado para satisfacer necesidades domésticas de las masías y viviendas habitadas de manera permanente o para fines de semana y vacaciones, y también para los restaurantes. A un kilómetro y medio antes de salir del macizo del Montseny una parte importante del agua del río es desviada para satisfacer las necesidades de los agricultores y de las poblaciones de Sant Esteve y Santa Maria de Palautordera. Esta pérdida de caudal es muy importante en épocas de estiaje.

En el segundo dominio (K15-K27) el curso fluvial se ha visto progresivamente limitado por el espacio construido a causa de la expansión urbana y, a su vez, marginado por la población (Panareda,

2009; Panareda y Boccio, 2009). Actualmente domina un mosaico de bosques de *Alnus glutinosa*, *Salix alba*, *S. atrocinerea* y *Fraxinus angustifolia*, en general todos ellos en progresión; existen algunas plantaciones de chopos y plátanos en especial en sectores donde la terraza aluvial inferior es extensa y tradicionalmente cultivada. Los factores naturales son los determinantes en la dinámica actual, aunque durante las décadas de 1950 y 1960 las aguas fluviales estuvieron marcadas por altos niveles de contaminación derivada de los vertidos industriales y domésticos y por largos periodos de estiaje. Posteriormente la contaminación aminoró a causa de mejoras técnicas, del cierre de algunas industrias y de la depuración de las aguas residuales. El fuerte estiaje continúa hasta la estación depuradora de Santa Maria de Palautordera, a partir de la cual el agua superficial es permanente a causa de los vertidos de dicha depuradora. A partir de este punto cambia también el paisaje vegetal. El curso permanente de agua con un alto nivel de nutrientes permite el crecimiento no solamente de diversas especies arbóreas, especialmente *Salix atrocinerea*, sino también el establecimiento de extensas poblaciones de helófitos, que tienen su máximo desarrollo a principios de verano.

En el tercer dominio (K27-K47) el Tordera sigue una tendencia parecida al anterior, aunque con una presión urbanística superior; la autopista AP-7 es límite por el margen derecho en casi todo el sector. También constituye un espacio marginado y poco valorado por la población. En general, el curso fluvial se ha estrechado, por lo que el riesgo de desbordamiento es elevado a pesar de la construcción de terraplenes. La especie arbórea más favore-



cida es *Salix alba*, abundante en los márgenes del cauce con algunos pies de gran tamaño, a causa de su rápido crecimiento, por otra parte, muy afectados por el viento y las crecidas, con ejemplares caídos o con ramas desgajadas. *Alnus glutinosa* es escaso, excepto en los primeros tramos. *Fraxinus angustifolia* está en proceso de expansión en las llanuras inferiores las cuales coloniza con rapidez en caso de abandono agrícola. Las plantaciones de chopos, plátanos y falsas acacias son frecuentes. Las poblaciones de helófitos son extensas y continuas a causa de las diversas depuradoras que vierten agua al río.

En los primeros tramos del cuarto dominio (K47-K51) el paisaje de ribera continua la dinámica del anterior. El cauce tiene mayor amplitud a causa de los caudales más abundantes en episodios de crecida debido a los aportes de los últimos afluentes (rieras de Arbúcies y de Santa Coloma), aunque se han estrechado y canalizado para ampliar y proteger la superficie agrícola. *Salix alba* y *Fraxinus angustifolia* son los árboles con mayor presencia, aunque progresivamente más escasos. Las plantaciones de chopos en el nivel inferior de terrazas son abundantes y las poblaciones de helófitos ocupan amplios espacios del lecho arenoso, anastomosado y sin apenas cobertura arbórea.

A partir del K51 el caudal del Tordera suele reducirse a causa de las infiltraciones del agua hacia el freático, muy explotado para usos agrícolas, industriales y domésticos. A lo largo del K54 el río se divide en dos brazos, el situado al lado izquierdo con circulación superficial solo durante las crecidas. Al finalizar el K54 la circulación superficial desaparece totalmente durante buena parte del año a causa de las infiltraciones hacia el freático del delta, en donde

las captaciones hídricas son muy elevadas, por lo que están estrechamente reguladas y muy restringidas en episodios de sequía.

Hasta la desembocadura el lecho es totalmente rectilíneo y protegido por terraplenes elevados resultado de diversas actuaciones para evitar el desbordamiento durante las crecidas. Los meandros y lagunas del delta han desaparecido. El cauce es amplio para poder absorber el caudal en episodios de crecida. El fondo es plano, cubierto de una importante capa de arena y con escasa pendiente hacia el mar. Con corriente superficial se forma un relieve anastomosado excepcional, aunque efímero, sea por una crecida que modifica el fondo de la corriente, sea por las largas ausencias de agua superficial durante las cuales las formas del relieve anastomosado son destruidas por el viento, el paso de rebaños y la presencia humana.

El trazado deltaico es totalmente rectilíneo y limitado por un terraplén colonizado por un cañaveral denso, que separa nítidamente el curso fluvial de la llanura transformada en una huerta muy fértil, excepto el tramo final que es ocupado por áreas de acampada permanente.

A lo largo de las últimas décadas con la fuerte disminución de sedimentos sólidos la franja costera del delta está en regresión, de manera muy visible en episodios de temporal marítimo. Las aportaciones fluviales posteriores no son suficientes para compensar las pérdidas, de modo que la regresión progresa en cada temporal. El retroceso de la línea de costa desde 1946 ha superado los 150 metros a lo largo de casi un kilómetro de costa. Ha afectado especialmente a espacios construidos u ocupados por camping (Panareda, 2020; Panareda y Boccio, 2018).

## 5. Conclusiones

El paisaje de ribera del Tordera ha sido muy explotado y transformado a excepción del ámbito fluvial que atraviesa el macizo del Montseny. De manera natural dicho paisaje se destruye en cada crecida, aunque posteriormente se regenera con rapidez. Este es uno de los aspectos más singulares de las riberas, ya que no se puede hablar de madurez como en los paisajes de las vertientes próximas con el dominio de encinares y robledales. Es esencial considerar esta realidad en los estudios de la dinámica de las riberas. Junto a la recurrencia de las crecidas hay que considerar las estrategias de los vegetales que han podido resistir en estos ambientes tan cambiantes, en especial la capacidad de regeneración vegetativa, como en los alisos, los chopos y los sauces.

En caso de abandono de un sistema de aprovechamiento, el paisaje de ribera se recupera rápidamente con el establecimiento de comunidades muy dispares en relación con los usos pretéritos, las especies introducidas y la intensidad y recurrencia de las últimas crecidas. Por otra parte, son numerosas las especies exóticas que encuentran un ambiente adecuado para establecerse, en especial por la disponibilidad de espacio, agua y nutrientes. Por ello no es posible establecer un esquema único en la regeneración del paisaje vegetal de ribera del Tordera. Hemos observado series muy diversas, tanto por causas naturales como antrópicas.

Existen diversas iniciativas para estudiar sistemáticamente la dinámica de las riberas y defender el interés científico y social de los hábitats que albergan. Pero el agua y el espacio son dos

recursos muy codiciados por diferentes entidades industriales, comerciales, agrícolas y sociales. El resultado es la existencia de numerosos conflictos de intereses sin aparente solución a causa de que ambos recursos son limitados y las demandas son cada vez mayores, como detalladamente hemos expuesto en relación con el delta del Tordera (Panareda, 2020; Panareda y Boccio, 2018).

Periódicamente estos conflictos afloran sin posibilidad de solución, como sucede en cada proyecto de cambio o modificación de uso y en cada episodio de crecida. El último episodio fue causado por la tormenta Gloria en enero de 2020 (Canals y Miranda, 2020; Farguell, 2020; Pavón y Panareda, 2020). Las soluciones siempre son provisionales, a pesar de que se presenten como definitivas. Los cambios de paisaje son a menudo de gran magnitud y muy variados y puestos de manifiesto por la vegetación, también muy cambiante y con nuevas facies con estructuras, composición florística y funcionamiento inéditos.

En el ámbito del Montseny en general domina la aliseda, a excepción de los dos primeros kilómetros y en sectores puntuales como construcciones de puentes y áreas de esparcimiento. La aliseda constituía tradicionalmente un paisaje muy valorado estéticamente y biológicamente porque los alisos eran talados en una misma campaña, lo que originaba una regeneración simultánea de todos los pies y pronto se establecía un bosque lineal, homogéneo, alto y continuo hasta alcanzar las dimensiones adecuadas para una nueva tala a mata rasa. Con ausencia de apro-

vechamiento los alisos envejecen dando lugar a troncos irregulares y parcialmente caídos. Actualmente domina un mosaico de alisedas con árboles en distintas fases de desarrollo.

En el resto de la ribera del Tordera domina un mosaico de comunidades arbóreas, arbustivas y herbáceas cambiantes en relación sobre todo con las crecidas. La artificialización del paisaje

aumenta con el descenso del río, acen- tuándose en los sectores con niveles aluviales inferiores amplios, en especial en el sector deltaico, en donde la alteración es máxima, hasta el punto de que son escasos los días con circulación hídrica superficial y la única vege- tación destacada es un cañaverol con- tinuo que coloniza ambos terraplenes.

## 6. Referencias

- BOLÒS, O. DE (1983): *La vegetació del Montseny*. Barcelona, Diputació de Barcelona.
- CANALS, M. y MIRANDA, J. (Eds.) (2020): *Sobre el temporal Gloria (19-23.01.20)*, dels seus efectes sobre el país i el que se'n deriven. Barcelona, Institut d'Estudis Catalans.
- FARGUELL, J. (2020): «L'episodi Glòria a la Tordera: una «torderada» com les d'abans?», *Aulet*, 14-21.
- FONT, G.; MATEU, J. y PUJADAS, S. (2001): «Els aprofitaments hidràulics de la conca de la Tordera. L'exemple del Mas Bonamic (Sant Esteve de Palautordera)», *Monografies del Montseny*, 16, 119-130.
- FONT, G.; MATEU, J. y PUJADAS, S. (2002): *Torderades i eixuts. Els usos tradicionals de l'aigua al Montseny*. Barcelona, Generalitat de Catalunya (Temes d'Etnologia de Catalunya, 6).
- GUTIÉRREZ, C. (1999): *La Tordera, perspectiva geogràfica d'un riu*. Sant Celoni, Ajuntament de Sant Celoni.
- LLOBET, S. (1947): *El medio y la vida en el Montseny*. Barcelona, C.S.I.C.
- PANAREDA, J. M. (2009): «Evolución en la percepción del paisaje de ribera». *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 51, 305-324.
- PANAREDA, J. M. (1991): *El Montseny. Visió geogràfica*. Vic, Eumo editorial.
- PANAREDA, J. M. (2014): «Paisaje del cultivo del chopo: la Selva gerundense», en Molinero, F.: *Atlas de los paisajes agrarios de España*. Madrid, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio ambiente. II, pp. 861-878.
- PANAREDA, J. M. (2020): «El delta de la Tordera: tensions, reptes i expectatives d'un paisatge rural complex a la perifèria metropolitana de Barcelona». *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 66/2, 371-392. DOI: <https://doi.org/10.5565/rev/dag.620>
- PANAREDA, J. M. y BOCCIO, M. (2009): «Regeneración de los espacios fluviales a consecuencia de su marginación. El caso del curso medio del río Tordera (Barcelona)», en R. Real, R. y Márquez, A. L. (Eds.) *Biogeografía Scientia biodiversitatis*, Málaga, Universidad de Málaga, pp. 275-283.
- PANAREDA, J. M. y 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. et al. (Eds.). *Infinite Rural Systems in a Finite Planet: Bridging Gaps towards Sustainability*. Santiago de Compostela, Universidade de Santiago de Compostela, pp. 511-620.
- PANAREDA, J. M.; PINTÓ, J. y ROMO, À. M. 2001. *Factors en la distribució de les plantes vasculares en el llit de la Tordera*. Monografies, 32, 111-118. Barcelona, Diputació de Barcelona.
- PAVON, D. y PANAREDA, J. M. (2020). «La tempesta Glòria i els seus efectes a la conca de la Tordera: entre la contingència i la necessitat de plantejar accions estructurals». *Treballs de la Societat Catalana de Geografia*, 89, 137-62, <https://www.raco.cat/index.php/TreballsSCGeografia/article/view/375412>
- URL: <http://revistes.iec.cat/index.php/TSCG> DOI: 10.2436/20.3002.01194

## ANÁLISIS DEL EFECTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO SOBRE LA DISTRIBUCIÓN DE DOS ENDEMISMOS INSULARES AMENAZADOS EN ESPAÑA: LA MUSARAÑA CANARIA Y EL SAPILO BALEAR

Lucrecia Souviron-Priego<sup>1,2\*</sup>, David Romero<sup>2</sup>, Ana Luz Márquez<sup>2</sup>, Juan Antonio López<sup>1</sup>, Juan Jesús Bellido<sup>1,2</sup>

### Resumen

La Lista Roja Europea de la IUCN ha evaluado 7334 especies presentes en España, de las que un 43 % están distribuidas en los territorios insulares. De esas especies, un 21 % son endemismos, encontrándose el 39 % de ellos amenazados. Estas presentan una distribución restringida, siendo más susceptibles a los efectos del cambio climático. A partir del algoritmo de la favorabilidad como modelo de distribución, se analizó el efecto potencial de distintos escenarios de cambio climático sobre la distribución de dos endemismos insulares amenazados: la musaraña canaria (*Crocidura canariensis*) y el sapillo balear (*Alytes muletensis*). Los resultados mostraron un decrecimiento de zonas favorables en el futuro a medio-largo plazo en los modelos de ambas especies, especialmente en los escenarios más extremos. Se concluye la necesidad de implementar por parte de organismos y entidades pertinentes medidas de adaptación para ambas especies, tanto legislativas, como de conservación a corto plazo.

**Palabras clave** *Alytes muletensis*, biogeografía, *Crocidura canariensis*, Lista Roja, IUCN

### Abstract

The IUCN European Red List has evaluated 7.334 species present in Spain, 43 % of which are distributed in island territories. Of these species, 21 % are endemic, and 39 % of them are threatened. These species have a restricted distribution thus are more susceptible to the effects of climate change. Using the Favourability algorithm as distribution model, the potential effect of different climate change scenarios on the distribution of two threatened island endemics was analysed: the canarian shrew (*Crocidura canariensis*) and the Majorcan midwife toad (*Alytes muletensis*). Results showed a decrease in favourable areas in the medium- to long-term future for the models for both species, especially in the most extreme climate change scenarios. We concluded that organizations and relevant entities need to implement climate change adaptation measures for both species, both legislative and conservation measures, in the short term.

**Keywords** *Alytes muletensis*, Biogeography, *Crocidura canariensis*, Red List, IUCN

<sup>1</sup>Comité Español de la IUCN. <sup>2</sup>Departamento de Biología Animal, Universidad de Málaga.

\*[lsouvironpriego@gmail.com](mailto:lsouvironpriego@gmail.com)

## 1. Introducción

España es considerado uno de los países europeos con más riqueza en biodiversidad, y un área biogeográficamente relevante (Sánchez *et al.*, 2013; Comité Español UICN, 2019). A fecha de octubre de 2021, la Lista Roja Europea de la UICN había evaluado 7334 especies en España, de las cuales el 43 % están distribuidas en los territorios insulares de Baleares y Canarias (IUCN, 2021). De esas especies, un 21 % se consideran endemismos insulares, estando el 39 % de ellos amenazados (IUCN, 2021).

La mayoría de las especies amenazadas presentan una distribución restringida, siendo más susceptibles a los cambios en su entorno y, por lo tanto, más vulnerables a los efectos del cambio climático (Henle *et al.*, 2008; Leclerc *et al.*, 2020). El cambio climático puede alterar también la distribución de las especies (Foden y Young, 2020). Estos cambios pueden manifestarse tanto de forma directa, con cambios en el comportamiento y la fenología de las especies (Real *et al.*, 2013); como indirecta, en las interacciones interespecíficas entre las especies que comparten un mismo espacio (Maxwell *et al.*, 2015). Estos cambios pueden provocar, sobre todo en especies más especializadas, una dificultad de adaptación al nuevo medio, reduciendo su capacidad reproductora y, por tanto, teniendo un impacto negativo en su supervivencia (Romero *et al.*,

2019; Souvion-Priego *et al.*, 2021), que a medio-largo plazo restringa y/o elimine territorios ocupados.

Los modelos de distribución de las especies (SDM) son una herramienta útil para analizar las relaciones entre las especies y su ambiente y, por tanto, instrumentos esenciales para la conservación (Real *et al.*, 2006). Los SDM se han utilizado para diversos fines, como mejorar el conocimiento de la distribución de las especies (Coelho *et al.*, 2018; Aximoff *et al.*, 2020), identificar la distribución potencial o conocer los territorios con mayor potencial de colonización (Barbosa *et al.*, 2003; Castro *et al.*, 2008; Romero *et al.*, 2021). Sin embargo, es cada vez más frecuente usar los SDM para predecir cómo el cambio climático va a alterar la distribución de las especies, y utilizar esa información para adoptar medidas de gestión y protección más específicas y con mayor antelación (Foden y Young, 2020).

El objetivo de este estudio es analizar y evaluar el efecto potencial de distintos escenarios de cambio climático sobre la distribución de dos especies de vertebrados terrestres amenazados de las islas Baleares e Islas Canarias: la musaraña canaria (*Crocidura canariensis*) y el sapillo balear (*Alytes muletensis*), así como proponer medidas de conservación para las especies que se determinen sensibles al cambio climático en un futuro a medio-largo plazo.

## 2. Material y métodos

### 2.1. Área de estudio

El área de estudio corresponde a Islas Baleares (39° 30' 0" N 3° 0' 0" E) e Islas Cana-

rias (28° 32' 10" N 15° 44' 56" O), las cuales presentan una notoria diversidad de há-

bitats ecológicos y endemismos (Morales Matos, 2001; Mayol, 2009) (Figura 1).

### 2.2. Especies de estudio

Se han seleccionado dos especies de vertebrados de acuerdo a las siguientes directrices: 1) que las especies se encuentren amenazadas según la Lista Roja de la UICN europea (Subcomité de Estándares y Peticiones de la UICN, 2017), y 2) que la distribución de las especies fuera española, con preferencia especies endémicas. A continuación, se realiza un resumen de las dos especies seleccionadas.

#### 2.2.1 Sapillo balear (*Crocidura canariensis*)

El sapillo balear o «ferreret» es un anfibio endémico de la isla de Mallorca, en el archipiélago balear (Mayol, 2009). Su distribución se restringe a la Serra de Tramuntana (Figura 1A) y puede encontrarse desde los 10 a 850 m de altitud (Oliver, 2014). Habita en el fondo de torrentes cársticos fuertemente encajonados, con pozas permanentes, lugar donde se desarrollan sus renacuajos (Oliver, 2014).

En 2020 la especie ha visto agravado su categoría de amenaza, pasando de estar vulnerable (VU) a en peligro (EN) según la Lista de la UICN europea (IUCN SSC Amphibian Specialist Group, 2020). Sus principales amenazas son la depredación de sus larvas por la culebra viperina (*Natrix maura*), especie introducida en la isla, así como la urbanización y el turismo (IUCN SSC Amphibian Specialist Group, 2020). Otra amenaza reciente es la enfermedad infecciosa quitridiomycosis, un patógeno introducido indirectamente a partir de ejemplares

nacidos en cautividad y liberados para fortalecer las poblaciones silvestres (IUCN SSC Amphibian Specialist Group, 2020).

#### 2.2.2 Musaraña canaria (*Crocidura canariensis*)

La musaraña canaria es el único mamífero no volador endémico del archipiélago canario (Schuster, 2014). Su distribución se encuentra principalmente entre las islas de Fuerteventura y Lanzarote (ver Figura 1B), así como islotes cercanos (Kennerley, 2019). Es una especie adaptada a climas áridos, cuyo hábitat predominante es el malpaís (terreno caracterizado por la presencia de rocas poco erosionadas de origen volcánico), aunque también se puede encontrar en jardines y dunas con poca vegetación y roca (Stone, 1995).

Se encuentra muy amenazada, considerada en peligro (EN) (Kennerley, 2019). Su principal amenaza es la degradación y fragmentación de su hábitat, así como la depredación por especies introducidas, como el gato doméstico (*Felis catus*) (Palomo *et al.*, 2007; Kennerley, 2019).

### 2.3. Selección de variables

Para el proceso de modelación, se seleccionaron 29 variables predictoras divididas en cuatro factores: climático (Karger *et al.*, 2017); espacial (IGN, 1999); topográfico (US Geological survey, 1996), y antrópico (IGN, 1999; DERA, 2013, ORNL 2001). De esta forma, el factor climático aporta la explicación de la distribución atribuible a las temperaturas y o precipitaciones, sobre los requerimientos fisiológicos de las especies; el factor espacial daría cuenta de las tendencias geográficas de

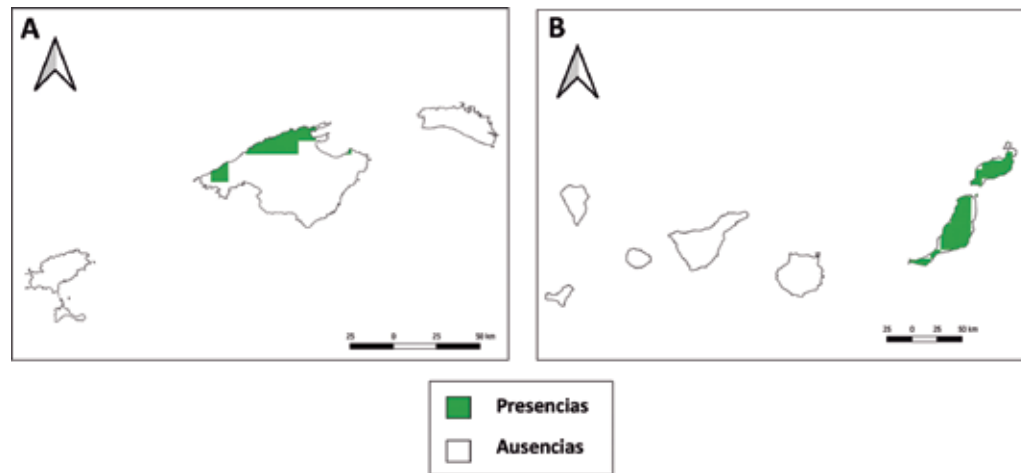


Figura 1. Distribución del sapillo balear (A) y la musaraña canaria (B), en cuadrículas UTM de 10 x 10 km. Se muestra en verde las cuadrículas con presencia de la especie en cada caso.

Fuente: Servidor de Información de Anfibios y Reptiles de España (SIARE) <https://siare.herpetologica.es/> (A) y Ministerio para la Transición Ecológica (MITECO) o actual Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD) <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-especies-terrestres/inventario-nacional-de-biodiversidad/bdnieet-atlas-vert-especies.aspx> (B)

las distribuciones a los acontecimientos históricos que la generaron (Legendre and Legendre, 1998), así como a su capacidad de dispersión actual (Real *et al.*, 2003; Coelho *et al.*, 2018); el factor topográfico permite evaluar si hay relación entre la topografía de una zona determinada y la distribución de una especie; mientras que el factor humano explicaría la disponibilidad y la calidad de hábitats de muchas especies, y el efecto de la actividad humana sobre las distribuciones (Romero *et al.*, 2019). Los valores de todas las variables fueron estandarizados desde su resolución de partida, a la resolución de 10 x 10 km UTM con la que se elaboraron los modelos.

#### 2.4. Construcción de los modelos

A partir de las variables predictoras organizadas en los factores descritos se pasó a la elaboración de los modelos de distribución. Se aplicó para ello la fun-

ción de favorabilidad, un SDM ampliamente utilizado para inferir la relación entre las distribuciones de las especies y el ambiente que ocupan (Acevedo y Real, 2012).

La función de favorabilidad se define mediante la siguiente ecuación:

$$F = P/1 - P (n_1/n_0) + (P/1 - P)$$

donde «F» es el grado de favorabilidad de una especie en una cuadrícula determinada, «P» es la probabilidad de la presencia de una especie, y «n1» y «n0» son el número de presencias y ausencias, respectivamente (Real *et al.*, 2006; Acevedo y Real, 2012).

#### 2.5. Evaluación de los modelos

Los modelos se evaluaron a partir de su capacidad de discriminación y de clasificación. La capacidad de discriminación se evaluó a través del área bajo

la curva (AUC) (Lobo *et al.*, 2008). Por otro lado, la capacidad de clasificación se cuantificó utilizando cuatro índices diferentes: sensibilidad (proporción de presencias correctamente clasificadas), especificidad (proporción de ausencias correctamente clasificadas); tasa de clasificación correcta o TCC (proporción de presencias y ausencias correctamente clasificadas); y el coeficiente Kappa de Cohen (que tiene en cuenta las posibilidades de clasificaciones correctas aleatorias). Como umbral de clasificación correcta se ha utilizado el valor 0,5 de favorabilidad, por ser este el que define el punto a partir del cual la probabilidad debida a los factores explicativos es mayor que la prevalencia (Fielding y Bell, 1997).

#### 2.6. Participación de la varianza

Se separó el efecto puro del clima del efecto de los otros factores (no climáticos) utilizando un análisis de partición de la variación (Legendre, 1993; Muñoz *et al.*, 2005; Real *et al.*, 2013). De esta forma se especificó qué proporción de la variación del modelo se explicaba por el efecto puro del clima (no afectado por la covariación con otros factores del modelo); qué proporción por el efecto puro de factores no climáticos, y qué proporción por el efecto compartido o intersección (climáticos vs. no climáticos), del cual no puede distinguirse la proporción compartida que corresponde a cada factor (Real *et al.*, 2013).

#### 2.7. Escenarios de cambio climático

Los modelos resultantes fueron proyectados al futuro (50 y 70 años) en diferentes escenarios posibles de emisiones de concentraciones de CO<sub>2</sub> y otros

gases de efecto invernadero a la atmósfera (Real *et al.*, 2006). Se utilizaron tres modelos de circulación diferentes (GFDL-CM3, CNRM-CM5 y MPI-ESM-LR) los cuales fueron seleccionados por ser los que menos sesgo presentaban para Europa (McSweeney *et al.*, 2015). Para cada modelo se han utilizado los escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero definidos por las trayectorias de concentración representativa (RCP) (IPCC, 2013). Los RCP seleccionados fueron el 2,6 (menor concentración de emisiones); el 4,5 (concentración intermedia), y el 8,5 (de mayor concentración de emisiones).

#### 2.8. Incremento de la favorabilidad

Para determinar la variación de la favorabilidad total en el área de estudio en los modelos proyectados al futuro en relación con la favorabilidad total de los modelos actuales, y evaluar así el efecto general en las distribuciones de estas especies del cambio climático, se ha calculado el Incremento (I), una operación de la lógica difusa (Real *et al.*, 2010) basada en la siguiente ecuación:

$$I = c(Ff) - c(Fp) / c(Fp)$$

donde «c(Ff)» es el sumatorio de la favorabilidad de todas las cuadrículas para una determinada especie en un escenario climático futuro, y «c(Fp)» es el sumatorio de la favorabilidad de todas las cuadrículas del modelo actual para la misma especie.



### 3. Resultados y discusión

Ambos modelos matemáticos obtuvieron una excelente capacidad de discriminación (AUC >0,9) y de clasificación (Hosmer y Lemeshow, 2000) (ver Tabla 1).

Nombre científico	Nombre común	AUC	Kappa	Sensibilidad	Especificidad	TCC
<i>Alytes muletensis</i>	Sapillo Capilar	0,977	0,619	0,889	0,914	0,911
<i>Crocodyra canariensis</i>	Musaraña canaria	0,970	0,691	0,967	0,864	0,884

Tabla 1. Evaluación de los modelos matemáticos para el sapillo balear y la musaraña canaria. Se muestran los índices utilizados para evaluar la capacidad de discriminación (AUC) y de clasificación (Kappa de Cohen, sensibilidad, especificidad y TCC).

#### 3.1. Sapillo balear

El modelo matemático explicó la distribución del sapillo por el factor climático en un 45,63 %, y por factor no climático en un 43,10 % (factor topográfico), habiendo solapamiento entre ambos (11,26 %). El modelo cartográfico muestra que las zonas de mayor favorabilidad están localizadas en la Serra de Tramuntana, lugar donde se distribuye principalmente la especie. El modelo también indicó territorios de favorabilidad media y baja en la zona central de la isla de Mallorca (ver Figura 2), que podía indicar zonas potenciales para una futura liberación de ejemplares por medio de programas de conservación, en los que se incluya la cría previa de la especie *ex situ*.

La extrapolación del modelo al futuro mostró un descenso en los valores de favorabilidad en la mayoría de los escenarios a medio y largo plazo, con caídas de más de un 24 % en algunos modelos de circulación (Figura 2).

Por tanto, es necesaria la implementación de medidas de adaptación de cambio climático para esta especie a corto plazo para garantizar su conser-

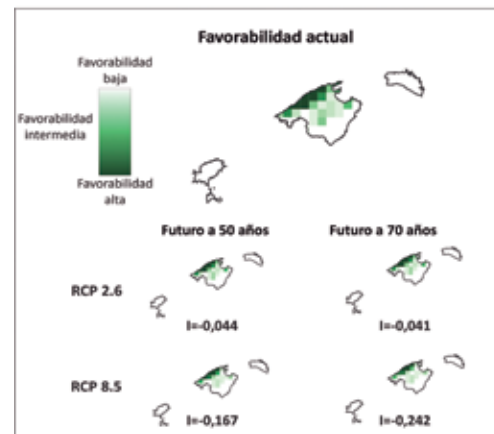


Figura 2. Modelo cartográfico y proyecciones al futuro de los escenarios RCP 2.6 y 8.5 para el sapillo balear. Los modelos proyectados representados junto a su incremento (I) en la imagen corresponden al promedio de los tres modelos de circulación (GFDL-CM3, CNRM-CM5 y MPI-ESM-LR) para cada escenario de cambio climático.

vación. Estas deben complementarse con las acciones llevadas a cabo actualmente de conservación *ex situ* y erradicación de ejemplares alóctonos.

#### 3.2. Musaraña canaria

El modelo matemático explicó la distribución casi en su totalidad a partir de factores no climáticos (89,73 %). De manera que el factor climático puro explicó solo un 4,72 %, mientras que la intersección de ambos explicó un 5,54 %. El modelo cartográfico muestra que las zonas de mayor favorabilidad coinciden con las presencias actuales de la especie, cuya distribución está restringida a las islas más orientales del archipiélago (ver Figura 3).

Al proyectarse el modelo actual al futuro, se observó un descenso considerable de las zonas favorables en todos los escenarios y modelos de circulación (Figura 3). En los modelos

proyectados a 50 años, el promedio de descenso de zonas favorables se situó en un 33,5 %, mientras que a 70 años la caída fue de hasta un 39,35 %, pasando de zonas con favorabilidad alta ( $F > 0,8$ ), a zonas con favorabilidad media ( $F \geq 0,2$  y  $F < 0,8$ ) e incluso baja ( $F < 0,2$ ).

Este decrecimiento potencial de la distribución observada confirma la necesidad de implementar medidas de adaptación al cambio climático para la musaraña canaria junto a medidas más restrictivas para minimizar la actividad humana, tanto legislativas, como de conservación *ex situ* e *in situ*, a corto plazo.

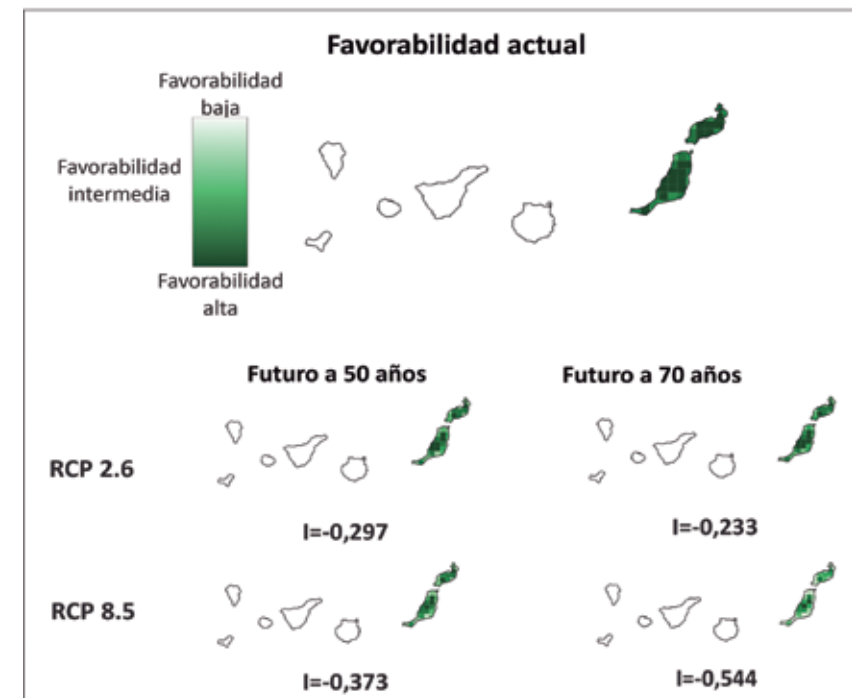


Figura 3. Modelo cartográfico y proyecciones al futuro de los escenarios RCP 2.6 y 8.5 para la musaraña canaria. Los modelos proyectados representados junto a su incremento (I) en la imagen corresponden al promedio de los tres modelos de circulación (GFDL-CM3, CNRM-CM5 y MPI-ESM-LR) para cada escenario de cambio climático.

## 4. Conclusiones

Los SDM y la función de favorabilidad han demostrado ser herramientas útiles para calcular la distribución potencial favorable para una especie, así como evaluar a partir de pronósticos al futuro como esa distribución potencial favorable podría verse afectada positiva o negativamente debido a las predicciones del cambio climático en un futuro a corto, medio y largo plazo.

Al tratarse de especies amenazadas, restringidas e insulares, se sugiere prestar atención a los resultados principales obtenidos. Se observó que la distribución potencial favorable para ambas

especies podría verse afectada negativamente por los efectos del cambio climático en mayor o menor grado, que sumado a las amenazas actuales que ya les afecta, podría conllevar a pérdidas de áreas con condiciones favorables para estas especies.

Se hace por tanto necesario la implementación por parte de las administraciones y las entidades afines medidas de adaptación al cambio climático para ambas especies, tanto legislativas, como de conservación *ex situ* e *in situ*. Estas medidas deben complementarse con otras que ya se están llevando a cabo.

## Agradecimientos

Los resultados de esta investigación han sido obtenidos dentro del proyecto Monitorización de los Efectos del Cambio Climático en Vertebrados Amenazados utilizando Modelos de Distribución de Especies (BT\_2020), realizado dentro de la Convocatoria de ayudas de la Fundación Biodiversidad F.S.P, en régimen de concurrencia competitiva, para la evaluación de la biodiversidad terrestre española 2020. Más información en <https://www.uicn.es/ccylistaraja/>

## 5. Referencias

- ACEVEDO, P. y REAL, R. (2012): «Favourability: Concept, distinctive characteristics and potential usefulness», *Naturwissenschaften*, 99, 515–522. <https://doi.org/10.1007/s00114-012-0926-0>
- AXIMOFF, I., CARVALHO, W.D., ROMERO, D., LUSTOSA ESBERARD, C. E., GUERRERO, J. C. y ROSALINO, L.M. (2020): «Unravelling the drivers of maned wolf activity along an elevational gradient in the Atlantic Forest, southeastern Brazil», *Mamm. Biol.*, 100, 187–201. <https://doi.org/10.1007/s42991-020-00017-x>
- BARBOSA, A. M., REAL, R., OLIVERO, J. y VARGAS, J. M. (2003): «Otter (*Lutra lutra*) distribution modeling at two resolution scales suited to conservation planning in the Iberian Peninsula», *Biol. Conserv.*, 114, 377–387. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00066-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00066-1)
- CASTRO, A., MUÑOZ, A. R. y REAL, R. (2008): «Modelling the spatial distribution of the Tengmalm's owl *Aegolius funereus* in its Southwestern Palaearctic limit (NE Spain)», *Ardeola*, 55, 71–85.
- COELHO, L., ROMERO, D., QUEIROLO, D. y 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. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.04.006>
- Comité Español UICN (Eds.) (2019): *Análisis de las especies en Lista Roja de la UICN en España: Una llamada a la acción*. Málaga, Comité Español UICN.

DERA (Datos Espaciales de Referencia de Andalucía). (2013). *Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía, Consejería de Economía y Conocimiento*.

FIELDING, A. H. y BELL, J. F. (1997): «A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models», *Environ. Conserv.*, 24, 38–49. <https://doi.org/10.1017/S0376892997000088>

FODEN, W. B. y YOUNG, B. B. E. (Eds.) (2020): *Directrices de la CSE de UICN para evaluar la vulnerabilidad de las especies al cambio climático*. Versión 1.0. Publicación ocasional de la Comisión de Supervivencia de Especies (de UICN). Gland, IUCN.

HENLE, K., DICK, D., HARPKE, A., KÜHN, I., SCHWEIGER, O. y SETTELE, J. (Eds.) (2008): *Climate Change Impacts on European Amphibians and Reptiles*. Strasbourg, Helmholtz Centre for Environmental Research.

HOSMER, D. W. y LEMESHOW, S. (Eds.) (2000): *Applied logistic regression*. New York, Wiley.

IGN (1999) *Mapa de Carreteras*. Península Ibérica, Baleares y Canarias. Instituto Geográfico/Nacional Ministerio de Fomento, Madrid, Spain.

IPCC (Eds.) (2013): *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge and New York, Cambridge University Press.

IUCN (2021): *IUCN Red List of Threatened Species*. <https://www.iucnredlist.org/search>. Consulta 20 de octubre de 2021.

IUCN SSC Amphibian Specialist Group (2020): «*Alytes muletensis*», *The IUCN Red List of Threatened Species 2020*, e.T977A896. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T977A89697685.en>

KARGER, D. N., SCHMATZ, D., DETTLING, D. y ZIMMERMANN, N. E. (2020): «High resolution monthly precipitation and temperature timeseries for the period 2006–2100». *Sci. Data.*, 7. <https://doi.org/10.1038/s41597-02000587-y>

KENNERLEY, A. (2019): «*Crocodylus canariensis*», *The IUCN Red List of Threatened Species 2019*, e.T5560A3031266. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-1.RLTS.T5560A3031266.en>

LECLERC, C., COURCHAMP, F. y BELLARD, C. (2020): «Future climate change vulnerability of endemic island mammals», *Nat. Commun.*, 11, 1–9. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18740-x>

LEGENDRE, P. (1993): «Spatial Autocorrelation: Trouble or New Paradigm?», *Ecology*, 74, 1659–1673. <https://doi.org/10.2307/1939924>

LEGENDRE, P. y LEGENDRE, L. (Eds.) (1998): *Numerical Ecology*. Second english ed. *Elsevier Science*, Amsterdam.

Lobo, J. M., Jiménez-valverde, A. y Real, R. (2008): «AUC: A misleading measure of the performance of predictive distribution models», *Global. Ecol. Biogeogr.*, 17, 145–151. <https://doi.org/10.1111/j.14668238.2007.00358.x>

MAXWELL, S. L., VENTER, O., JONES, K.R. y WATSON, J. E. M. (2015): «Integrating human responses to climate change into conservation vulnerability assessments and adaptation planning», *Ann. Ny. Acad. Sci.*, 1355, 98–116. <https://doi.org/10.1111/nyas.12952>

MAYOL, J. (Ed.) (2009): *Fauna endémica: evidencia de evolución*. Palma de Mallorca, Gobierno de las Islas Baleares.

McSweeney, C. F., Jones, R.G., Lee, R. W. y Rowell, D. P. (2015): «Selecting CMIP5 GCMs for downscaling over multiple regions», *Clim. Dyn.*, 44, 3237–3260. <https://doi.org/10.1007/s00382-014-2418-8>

MORALES MATOS, G. (2001): «Las islas Canarias, ¿una región aislada?» *BAGE*, 32, 155–175.

MUÑOZ, A. R., REAL, R., BARBOSA, A. M. y VARGAS, J. M. (2005): «Modelling the distribution of Bonelli's eagle in Spain: Implications for conservation planning», *Divers. Distrib.*, 11, 477–486. <https://doi.org/10.1111/J.1366-9516.2005.00188.X>

OLIVER, J. A. (2014): Ferreret - *Alytes muletensis*, en Salvador, A., Martínez-Solano, I. (Eds.) . *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>

ORNL 2001. *LandScan 2000 Global Population Database*. Oak Ridge National Laboratory (ORNL), Oak Ridge, TN. <https://landscan.ornl.gov/>

PALOMO, L. J., GISBERT, J. y BLANCO, J. C. (Eds.) (2007): *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Madrid, Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU.

REAL, R., BARBOSA, A. M., PORRAS, D., KIN, M. S., MÁRQUEZ, A. L., GUERRERO, J. C., PALOMO, L. J., JUSTO, E. R. y VARGAS, J. M. (2003): «Relative importance of environment, human activity and spatial situation in determining the distribution of terrestrial mammal diversity in Argentina», *J. Biogeogr.*, 30, 939–947. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2003.00871.x>

REAL, R., BARBOSA, A. M. y VARGAS, J. M. (2006): «Obtaining environmental favourability functions from logistic regression», *Environ. Ecol. Stat.*, 13, 237–245. <https://doi.org/10.1007/s10651-005-0003-3>

REAL, R., MÁRQUEZ, A. L., OLIVERO, J. y 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. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06251.x>

REAL, R., ROMERO, D., OLIVERO, J., ESTRADA, A. y MÁRQUEZ, A. L. (2013): «Estimating How Inflated or Obscured Effects of Climate Affect Forecasted Species Distribution», *PLoS ONE*, 8, e53646 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0053646>

ROMERO, D., OLIVERO, J. y REAL, R. (2019): «Accounting for uncertainty in assessing the impact of climate change on biodiversity hotspots in Spain», *Anim. Biodiv. Conserv.*, 42, 355–367. <https://doi.org/10.32800/abc.2019.42.0355>

ROMERO, D., SOSA, B., BRAZEIRO, A., ACHKAR, M. y GUERRERO, J. C. (2021): «Factors involved in the biogeography of the honey locust tree (*Gleditsia triacanthos*) invasion at regional scale: an integrative approach», *Plant Ecol.*, 222, 705–722. <https://doi.org/10.1007/s11258-021-01139-z>

SÁNCHEZ, S., PINO DEL CARPIO, A., NIETO, A. y BILZ, M. (Eds.) (2013): *Spain's biodiversity at risk. A call for action*. Brussels, IUCN.

Schuster, C. (2014): «Distribución de la musaraña canaria (*Crocidura canariensis*) en Fuerteventura, Islas Canarias», *Galemys*, 22, 77–83. <https://doi.org/10.7325/Galemys.2014.A8>

SOUVIRON-PRIEGO, L., ROMERO, D., LOPEZ JAIME, J. A. y BELLIDO, J. J. (Eds.) (2021): *Monitorización de los efectos del cambio climático en vertebrados amenazados utilizando modelos de distribución de especies*. Málaga, Comité Español de la IUCN.

STONE, R. (Ed.) (1995): *Eurasian insectivores and tree shrews: status survey and conservation action plan / IUCN*. Gland, IUCN.

Subcomité de Estándares y Peticiones de la IUCN (Eds.) (2017) Directrices de uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la IUCN. Versión 13. Subcomité de Estándares y Peticiones

US Geological survey (1996) GTOPO30. *Land processes distributed active archive center* (LPDAAC). EROS Data Center. <http://edcdaac.usgs.gov/gtopo30/gtopo30.asp>



La biogeografía como disciplina científica no solo contribuye al conocimiento de la distribución de los seres vivos y de la inexorable interacción entre todos los elementos que conformamos y transformamos la biosfera y sus ecosistemas; igualmente, fundamenta y desarrolla herramientas para la conservación de los valores naturales y culturales del planeta. Ciertamente, las composiciones biogeográficas y los mosaicos paisajísticos son una herencia realmente valiosa. Así se demuestra en el contexto atlántico, fruto de la acción milenaria de mujeres y hombres sobre una montaña que se precipita sobre valles, ríos y litorales, un patrimonio digno de toda admiración y aprecio: en ella se conjugan todos los elementos naturales a partir de la gramática biocultural con la que miramos y gestionamos el legado recibido.

La presente obra reúne los últimos proyectos y resultados de la investigación biogeográfica realizada desde España e Iberoamérica, no solo en el ámbito atlántico, también sobre otras regiones. En efecto, este libro contiene buena parte de los trabajos presentados en el II Congreso Iberoamericano y XII Congreso Español de Biogeografía una vez revisados por pares por el Comité Científico y, después, por las personas responsables de la autoría de la comunicación. Con el título de esta edición, *La naturaleza atlántica: hábitats, patrimonio y vulnerabilidad*, dicha reunión científica que se celebra cada dos años ha pretendido honrar uno de los grandes territorios biogeográficos que también tienen lugar en el Estado español. No obstante, las temáticas y metodologías y los marcos de estudio abarcan todo tipo de cuestiones de interés para la biogeografía. Así, los trabajos presentados al congreso están organizados en cuatro bloques o ejes temáticos:

- Métodos y técnicas en Biogeografía
- Hábitats y áreas de distribución
- Patrimonio natural y cultural
- Retos y desafíos: biodiversidad, riesgos naturales e impactos ambientales

